

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

LE BILAN DE PHOSPHORE DU LAC BROMONT :
VERS L'IDENTIFICATION DES ACTIVITÉS HUMAINES CAUSANT
LES BLOOMS DE CYANOBACTÉRIES

MÉMOIRE PRÉSENTÉ COMME
EXIGENCE PARTIELLE DE
LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
KATHLEEN McMEEKIN

JUILLET 2009

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier les personnes qui ont rendu ce projet de mémoire possible, en commençant par mes directrices Dolors Planas et Beatrix Beisner. Vous vous êtes montrées hautement disponibles et m'avez éclairé par vos judicieux conseils. Je vous remercie de m'avoir donné l'occasion de travailler sur un projet ancré dans une problématique locale ainsi que d'avoir entretenu une étroite collaboration entre la communauté de Bromont et le milieu universitaire. Cela témoigne de votre engagement.

Je remercie chaleureusement l'équipe de recherche avec qui j'ai travaillé au cours de ce projet. Merci d'abord à Serge Paquet, de qui j'ai tant appris. Les techniques de terrain, le laboratoire, les statistiques, rien ne t'échappe. Merci à Alexandrine Pannard et Myriam Jourdain pour votre positivisme et votre humour. Beau temps, mauvais temps, votre joie de vivre transparait. Je vous remercie tout particulièrement pour votre collaboration dans la collecte et l'analyse de certaines données. Merci à Estelle Campech pour avoir cartographié l'occupation du territoire. Merci également à toutes les aides de terrain, particulièrement à Jessica Hervé et Annick St-Pierre, avec qui les longues heures de filtration passaient plus rapidement. À tous, je vous souhaite bonne chance dans vos projets futurs.

Je remercie spécialement Anne Joncas pour sa participation bénévole tout au long de ce projet, comme présidente de l'Action Conservation du Bassin Versant du Lac Bromont (ACBVLB). Tu démontres un engagement exceptionnel et la communauté de Bromont est choyée de t'avoir comme citoyenne. Tes démarches m'inspirent profondément et me donnent espoir de voir un jour une réelle amélioration en matière d'environnement.

Je tiens également à remercier quelques personnes de l'ACBVLB et de la Ville de Bromont qui ont veillé au bon déroulement de ce projet. Un merci particulier à Marcel Samson et Martin Miron, pour leur implication avec l'ACBVLB en lien avec ce projet. Merci aussi à Janine Leblond, pour m'avoir généreusement hébergé quelques jours lors d'un terrain. Merci à M. Simoncelli et M. Bourque Chao pour le prêt de leur chaloupe personnelle lors des échantillonnages. Également, je souligne la bonne collaboration de Nicolas Rousseau et Mylène Leblanc, de la Ville de Bromont.

J'adresse de profonds remerciements à mes proches qui ont contribué indirectement à la réalisation de ce projet. D'abord, je remercie mes parents pour leur perpétuels encouragements. Merci d'avoir toujours valorisé l'éducation et la découverte de nouveaux horizons. Merci de m'avoir amené, enfant, en forêt et à la campagne. Cela va sans dire que ma passion pour l'environnement vient de ces moments privilégiés.

Merci à Adrien du fond mon cœur pour ton support inconditionnel tout au long de ce projet. Je suis sans mot pour t'exprimer ma reconnaissance.

Merci à mes amis. Je remercie Annie qui me précède dans ce cheminement académique et qui, à certains moments, bat le sentier pour moi. Je remercie également mes confrères et consœurs de la maîtrise en Sciences de l'environnement à l'UQÀM. Vous avez richement coloré mon passage à l'université et j'ai tant appris de vous.

§

Je remercie la Ville de Bromont pour son support logistique et souligne la contribution de l'ACBVLB. Ce projet s'est réalisé grâce à des bourses

d'études décernées par la Fondation de l'UQÀM, le Service aux collectivités de l'UQÀM et le GEOTOP; ainsi qu'un soutien financier fourni par la Ville de Bromont et le PAFARC. Je suis également reconnaissante envers le Service aux collectivités de l'UQÀM d'avoir assuré le lien entre la Ville de Bromont, l'ACBVLB et l'UQÀM.

AVANT PROPOS

Ce mémoire de recherche est une exigence partielle de la maîtrise en Sciences de l'environnement de l'UQÀM. Il est divisé en deux chapitres. Le premier chapitre consiste en une revue de la littérature sur la problématique des cyanobactéries et ce, avec une emphase sur les réalités du Québec. Il sert d'introduction générale à la recherche effectuée. Le second chapitre présente la recherche. Il inclut notamment une brève introduction, la méthodologie, la présentation et la discussion des résultats de l'étude. Il est sous forme d'article et sera traduit et soumis pour publication dans une revue spécialisée. Cet article sera co-écrit avec Dolors Planas et Beatrix Beisner, les directrices de recherche de l'étudiante, auteure de ce présent mémoire.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT PROPOS.....	v
LISTE DES FIGURES.....	ix
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	xi
RÉSUMÉ.....	xii
CHAPITRE 1 - Introduction à la problématique des cyanobactéries au Québec.....	1
1.1. La gestion de l'eau au Québec.....	2
1.1.1. La gestion par bassin versant.....	2
1.2. Les cyanobactéries.....	4
1.2.1. Conséquences écologiques et socio-économiques des cyanobactéries....	4
Écologiques.....	4
Socio-économiques.....	5
1.2.2. L'écologie des cyanobactéries.....	6
1.3. L'accroissement de la fertilité des milieux aquatiques et l'utilisation du territoire.....	9
1.4. L'eutrophisation.....	11
1.5. Le phosphore en milieu aquatique.....	11
1.6. Le bilan de phosphore.....	16
1.7. L'azote et les matières en suspension dans les milieux aquatiques.....	17
1.7.1. Azote.....	17
Ratio azote et phosphore.....	19
1.7.2. Matières en suspension.....	20
1.8. Problématique spécifique à notre étude: le cas du lac Bromont.....	20
1.8.1. Objectifs.....	21
1.8.2. Approche.....	21
CHAPITRE 2. - Les sources de phosphore du lac Bromont: une étude des apports provenant du bassin versant et des sédiments.....	23
2.1. Introduction	23

2.2. Objectifs et hypothèses.....	25
2.3. Description de l'aire d'étude.....	26
2.3.1. Emplacement.....	26
2.3.2. Description du lac.....	26
2.3.3. Combinaison des ruisseaux et bassins versants de la Coulée du rocher et du ruisseau des Cervidés (R2 et R3).....	28
2.3.4. Description du bassin versant.....	28
2.4. Méthodologie.....	31
2.4.1. Approche.....	31
2.4.2. Échantillonnage en eau libre des ruisseaux et du lac.....	32
2.4.3. Le débit des affluents et de l'effluent du lac.....	33
2.4.4. Échantillonnage de l'eau interstitielle des sédiments.....	34
2.4.5. Analyses chimiques.....	35
2.4.6. Calculs.....	36
Données météorologiques.....	36
Flux interne.....	37
Exportation théorique de phosphore.....	38
2.4.7. Analyses statistiques.....	38
2.5. Résultats et discussion.....	39
2.5.1. Données descriptives du milieu d'étude.....	39
Précipitations.....	39
Température et oxygène dissous des ruisseaux.....	40
2.6.1. Concentration de nutriments et de matières en suspension des ruisseaux	40
Comparaison avec les critères de référence du MDDEP.....	40
2.6.2. Bilan hydrologique.....	43
2.6.3. Bilan des nutriments.....	44
Charge de nutriments venant du bassin versant.....	44
Charge en phosphore réactif soluble des sédiments	48
Bilan de matières en suspensions.....	52
2.6.4. Variation temporelle du phosphore.....	52
2.6.5. Sources plausibles de phosphore au lac Bromont.....	54
Augmentation du PT dans les ruisseaux en lien avec les événements météorologiques.....	54
Lors de la fonte des neiges	54
Lors de fortes pluies.....	58
L'augmentation de la charge en PT et l'utilisation du territoire.....	59
Vidange des lacs artificiel.....	59

Déforestation sur le bassin versant de la Coulée du rocher et du ruisseau des Cervidés (R2+3).....	60
Agriculture sur le bassin versant du ruisseau Wright (R4).....	61
Projets de construction sur le bassin versant du ruisseau Wright (R4)....	64
Routes, ponceaux, passage à gué.....	64
2.7. Conclusion.....	65
2.8. Remerciements.....	66
3. CONCLUSION GÉNÉRALE.....	67
3.1. Synthèse des résultats.....	67
3.2. L'utilisation du territoire: source de PT.....	68
3.3. Limites de l'étude.....	69
3.4. La nécessité d'une action rapide à Bromont.....	69
3.5. Agir pour la Yamaska et le lac St-Pierre.....	70
4. BIBLIOGRAPHIE.....	71
5. ANNEXE	83

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Formes de phosphore.....	12
Figure 1.2. Cycle de l'azote.....	17
Figure 2.1. Carte du lac Bromont.....	27
Figure 2.2. Occupation des sols des sous bassins-versants du lac Bromont.....	29
Figure 2.3. Concentrations de phosphore total, de nitrite-nitrate et de matières en suspension de sur la période d'étude.....	42
Figure 2.4. Charge en MES, PT, PTD, NO _x , NT, NTD entre mars 2007 et mars 2008.....	45
Figure 2.5. Profils de concentration de phosphore réactif soluble dans l'eau interstitielle des sédiments du lac Bromont en période anoxique...	48
Figure 2.6. Concentration de PT dans le lac Bromont à 2.5 m de la surface et 1 m du fond entre avril 2007 et février 2008.....	49
Figure 2.7. Ratio molaire NT:PT et NTD:PTD dans le lac Bromont à 2.5 m de la surface et à 1 m du fond.....	52
Figure 2.8. Débits (en m ³ jour ⁻¹ km ⁻²) des affluents du lac Bromont entre mars 2007 et mars 2008.....	55
Figure 2.9. Sommes des précipitations (en mm) des trois jours précédant l'échantillonnage et du jour même entre mars 2007 et mars 2008..	55
Figure 2.10. Concentration de PT, PTD, NO _x , dans les affluents du lac Bromont entre mars 2007 et mars 2008.....	56
Figure 2.11. Concentration d'NOD et de PT du R4 entre avril et novembre 2007.....	62

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Ratios TN:TP moyens de différentes sources de nutriments des lacs.....	19
Tableau 2.1. Identification des ruisseaux.....	28
Tableau 2.2. Occupation du territoire sur les sous bassins-versants des ruisseaux 1, 2, 3 et 4	30
Tableau 2.3. Coefficients d'exportation de PT selon le modèle de Prairie et Parkes.....	38
Tableau 2.4. Étendue des températures et contenu en oxygène dissous de l'eau des 4 affluents et de l'effluent du lac Bromont mesurés entre mars 2007 et mars 2008.....	39
Tableau 2.5. Étendue des concentrations en PT, NO _x et MES des affluents du lac Bromont entre mars 2007 et mars 2008.....	40
Tableau 2.6. Le bilan hydrologique du lac Bromont de mars 2007 à mars 2008.....	43
Tableau 2.7. Charges en PT, PTD, NT, NTD, NO _x et MES des affluents et de la décharge.....	44
Tableau 2.8. Bilan de PT de mars 2007 à mars 2008, de PTD pour la période anoxique et de MES de mars 2007 à mars 2008.....	47
Tableau 2.9. a) Les flux de PRS pour la période anoxique de 2007 et b) les paramètres ayant servis aux calculs de flux de phosphore des sédiments.....	49
Tableau 2.10. Corrélations entre les pluies et le débit des affluents du lac Bromont avec les teneurs respectives en MES et PT.....	57

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACBVLB	Action Conservation du Bassin-versant du Lac Bromont
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs
MES	matières en suspension
NO _x	nitrite+nitrate
NT	azote total
NTD	azote total dissous
OBV	organismes de bassins versants
PRS	phosphore réactif soluble
PT	phosphore total
PTD	phosphore total dissous

RÉSUMÉ

On observe depuis quelques années au Québec une augmentation du nombre de lacs subissant des blooms de cyanobactéries. Ce mémoire de maîtrise a pris forme autour d'une démarche citoyenne vouée à mieux comprendre les sources des blooms de cyanobactéries du lac Bromont, en Estrie. Puisque le phosphore joue un rôle prépondérant dans le déclenchement des blooms de cyanobactéries au Québec comme ailleurs, notre objectif de recherche a été de caractériser les sources de phosphore du lac Bromont, en considérant les apports provenant du bassin versant et des sédiments du lac. Nous avons aussi considéré les apports d'azote et de matières en suspension. Notre étude est basée sur la mesure *in situ* des concentrations de phosphore, d'azote et de matières en suspension du lac et des ruisseaux étendue sur une période d'un an, à partir de mars 2007. Notre étude a porté sur les 4 affluents permanents du lac Bromont, les ruisseaux Petit Galop, Coulée du rocher, des Cervidés et Wright. Leurs débits ont également été mesurés pour ensuite calculer la charge annuelle de phosphore de chaque ruisseau afin d'identifier le ruisseau le plus problématique. Les apports de phosphore provenant des sédiments ont aussi été quantifiés à l'aide de dialyseurs installés dans la fosse du lac en période anoxique. Ces résultats ont été comparés avec les apports du bassin versant et l'ensemble de ces données nous a permis d'établir le bilan de phosphore du lac Bromont. Les résultats nous montrent que le lac Bromont est un puits de matières en suspension et de phosphore total. Son bassin versant apporte la majeure partie du phosphore au lac. Le ruisseau Wright est le plus chargé en nutriments et matières en suspension des affluents du lac Bromont. L'évolution des charges de phosphore dans le temps nous souligne qu'à certaines dates, particulièrement au printemps, d'autres ruisseaux amènent également d'importantes quantités de phosphore. En outre, une remobilisation de phosphore des sédiments a été mesurée. Ce mémoire inclut également une discussion sur l'impact potentiel de diverses activités humaines présentes sur le bassin versant du lac Bromont, basé sur les variations spatio-temporelles des nutriments et matières en suspension. Il n'est pas possible d'identifier clairement l'utilisation du territoire étant la principale source de phosphore sur le bassin versant du ruisseau Wright. Toutefois, sur l'ensemble du bassin versant du lac Bromont, la vidange des lacs artificiels présents sur le cours des ruisseaux, certaines pratiques agricoles et la construction sont des exemples d'activités humaines à considérer.

Mots-clés: phosphore, Bromont, bilan massique, remobilisation, bassin versant

CHAPITRE 1 - Introduction à la problématique des cyanobactéries au Québec

La qualité de l'eau au Québec devient préoccupante et ce, particulièrement dans le sud de la province. Malgré les améliorations concernant les rejets industriels de ces dernières années (BAPE, 2003b), l'état actuel des lacs et rivières continuent de s'aggraver. En 2006, de nombreux avis de fermeture de lacs et de non-utilisation de l'eau ont été émis suite à la prolifération excessive d'algues parfois toxiques, désignées algues bleu-vert ou cyanobactéries. Elles sont reconnaissables de par leur formation d'agrégats parfois malodorants et de couleurs allant du vert au rouge, connues sous le nom de fleurs d'eau (ou « bloom » de l'anglais). Cette problématique a été largement médiatisé et a servi de coup d'éclat pour dénoncer l'état de santé dégradé des lacs du Québec (ex: Francoeur, 2006). Contrer le développement de blooms de cyanobactéries entre maintenant dans la mission de nombreuses associations de lacs à travers la province (CRE Laurentides, 2008; Forum sur les lacs, 2006; RAPPEL, 2008).

Dans les lacs ou cours d'eau oligotrophes, les cyanobactéries sont peu compétitives et ne dominent généralement pas la flore aquatique. Une augmentation de l'apport d'éléments nutritifs, particulièrement l'ajout de phosphore, peut modifier cet état. Les activités se déroulant sur le bassin-versant apportent du phosphore aux lacs et ont, de cette façon, un impact sur la santé des systèmes aquatiques. Déforestation, agriculture et urbanisation sont souvent pointées du doigt comme causant l'augmentation du phosphore dans les systèmes aquatiques et, par conséquent, les blooms de cyanobactéries (Moss, 1980; Kalff, 2002; Gouv. du Québec, 2005; Carignan *et al.*, 2000; Prepas *et al.*, 2001; Rosenmeier *et al.*, 2004).

1.1. La gestion de l'eau au Québec

En matière de gestion environnementale, le Québec a malgré tout connu d'importantes avancées au cours des 30 dernières années. Ces améliorations portent surtout sur l'assainissement des eaux usées et des rejets industriels; elles ont redonné une certaine qualité aux eaux du fleuve St-Laurent et de certains tributaires (BAPE, 2003b). En effet, le Vérificateur général du Québec souligne que:

«en 1978, le gouvernement décidait de tout mettre en œuvre afin que cesse la détérioration de la qualité des eaux des lacs et rivières du Québec, amenée par l'industrialisation, l'urbanisation et la profonde transformation de l'agriculture. C'était le début du Programme québécois d'assainissement des eaux, la plus importante entreprise de dépollution jamais amorcée au Québec, qui visait à récupérer puis à maintenir les usages actuels ou potentiels liés à l'eau, dont la consommation, la baignade et les activités nautiques». (VGQ, 1996)

Plus récemment, en automne 2002, le gouvernement québécois s'est doté d'une Politique nationale de l'eau (PNE), suite au lancement d'une Commission d'enquête et de l'émission de son rapport sur la gestion de l'eau. De cette commission, il ressort, notamment, une préoccupation citoyenne pour la qualité des systèmes aquatiques (BAPE, 2003b).

1.1.1. La gestion par bassin versant

Le PNE a reconnu l'importance de la gouvernance en matière de gestion de l'eau et s'est engagé à mettre en place une gestion intégrée de l'eau par bassin versant (Gouv. du Québec, 2002a). C'est suite à une vague d'assouplissement des règlements et

normes environnementales au Québec que les citoyens sont maintenant reconnus comme pouvant prendre part à la gestion de l'environnement (Simard et Lepage, 2004). Il s'en suit une valorisation de l'implication citoyenne dans le processus de négociation des mesures volontaires de protection de l'environnement. La pierre angulaire de cette approche repose sur les Organismes de bassins versants (OBV), regroupant au sein de leur équipe, citoyens, groupes environnementaux, usagers, commerçants et industriels (Gouv. du Québec, 2002a). Le citoyen est alors amené à interagir avec divers acteurs aux points de vue divergents afin d'établir des compromis entre l'environnement et les intérêts économiques et sociaux (Theys, 2003; Simard et Lepage, 2004).

Ces OBVs ont pris en main la gestion locale des problématiques environnementales impactant sur leurs lacs (voir CRE Laurentides, 2008; COGEBY, 2008; RAPPEL, 2008). Par exemple, le grand projet de restauration du fleuve Saint-Laurent (PASL) s'est particulièrement basé sur cette approche. Au sein de ce projet, une quinzaine de tables de concertation travaillent à déterminer les zones d'interventions prioritaires (ZIP; Simard et Lepage, 2004).

Notre étude s'inscrit dans ce contexte de gouvernance. Devant l'apparition de blooms de cyanobactéries sur leur lac, quelques communautés tentent de s'organiser pour renverser cette situation. L'OBV du lac Bromont, l'Action Conservation du Bassin-versant du Lac Bromont (ACBVLB), s'est montrée particulièrement concernée et active suite à l'apparition de fleurs d'eau sur le lac (C. Charland, comm. pers., ISE, UQÀM). Par l'entremise du Service à la communauté de l'Université du Québec à Montréal (UQÀM), elle a manifesté l'intérêt d'étudier les causes anthropogéniques de ces fleurs d'eau.

1.2. Les cyanobactéries

Malgré ces avancées des dernières décennies en matière de gestion environnementale, il en demeure pourtant la délicate question de l'accroissement de la pollution au phosphore et de la sur-croissance subséquente d'algues, toxiques ou non, qui menacent la santé des cours d'eau et lacs à travers la province (VGQ, 1996).

La problématique des « algues toxiques » repose sur la sur-croissance de quelques espèces de cyanobactéries phytoplanctoniques, formant alors une écume colorée et parfois nauséabonde (bloom). Seulement certaines espèces de cyanobactéries produisent des toxines. Toutefois, lorsque dominantes dans un plan d'eau, les espèces ne produisant pas de toxines sont tout de même considérées nuisibles car elles affectent la qualité de l'eau (Moss, 1980; Blais, 2002a) et la santé humaine (Watson *et al.*, 2008). La prochaine section aborde davantage la question des impacts écologiques et socio-économiques des blooms de cyanobactéries.

La problématique des cyanobactéries n'est pas propre au Québec; au contraire, des blooms de cyanobactéries sont recensés à travers le monde, dans une multitude d'écosystèmes (Ueno *et al.*, 1996; Saker *et al.*, 1998; Hitzfeld *et al.*, 2000; Blais, 2002b; Giovannardi *et al.*, 2005; Rodier et Le Borgne, 2008). Il est également probable que les blooms de cyanobactéries s'accroîtront dans les années à venir. En effet, l'une des conséquences éventuelles du réchauffement climatique sera de favoriser la prolifération des cyanobactéries (Paul, 2008).

1.2.1. Conséquences écologiques et socio-économiques des cyanobactéries

Écologiques

Actuellement, les blooms de cyanobactéries constituent un enjeu tant écologique que social. D'une part, la santé des écosystèmes est perturbée. Que ces blooms produisent

des toxines ou non, au pic de leur production, ils causent une réduction de l'oxygène disponible (Ploug, 2008) et une augmentation de l'ammoniac dans l'eau (Pittman et Pittman, 2005). Ces facteurs peuvent affecter la survie des espèces présentes (Wiegand et Pflugmacher, 2005), particulièrement celles des poissons (Giovannardi *et al.*, 1998; Bernhard *et al.*, 2001; Pittman et Pittman, 2005). De plus, la santé des animaux sauvages vivant sur le bassin-versant peut également être compromise. Lorsque ceux-ci s'abreuvent à même une fleur d'eau toxique, les toxines sont concentrées et ils risquent l'empoisonnement (Hitzfeld *et al.*, 2000).

Socio-économiques

D'autre part, la détérioration des lacs a des implications socio-économiques touchant la santé, la récréation, le tourisme. Elles posent un risque pour la santé humaine car certaines espèces libèrent des toxines - telles des hépatotoxines, neurotoxines, cytotoxines et dermatotoxines - qui portent atteintes à court et long terme au bon fonctionnement de divers organes vitaux (Sivonen et Jones, 1999; Watson *et al.*, 2008). Des problèmes de santé en lien avec les cyanobactéries ont été recensés à travers le monde (Ueno *et al.* 1996, Jochimsen *et al.*, 1998; Hitzfeld *et al.*, 2000). Au contact, leurs toxines sont irritantes pour la peau; et l'ingestion de ces toxines peut entraîner des vomissements, gastro-entérites, hépato-entérites et cancers du foie (Sivonen et Jones, 1999; Watson *et al.*, 2008). Un cas des plus majeurs a eu lieu au Brésil, où 60 patients sont morts des suites d'une hemodialyse effectuée avec de l'eau contenant des toxines de cyanobactéries (Jochimsen *et al.*, 1998). Sans toujours déclencher des problèmes aigus, des effets à long terme suite à une exposition chronique sont également à redouter. Par exemple, une épidémie de cancer du foie en Chine (dans la ville de Haimen et dans la région de Naihui) a été attribué à l'exposition chronique de la population à des toxines de cyanobactéries (*Microcystis aeruginosa*; Ueno *et al.*, 1996).

Au Québec, jusqu'à ce jour, aucun cas de problème de santé important n'a été rapporté (Gouv. du Québec, 2008a). C'est pourquoi les autorités gouvernementales n'optent plus systématiquement pour la fermeture de lacs aux activités récréatives comme en 2006 (Gouv. du Québec, 2008c). Les cyanobactéries redeviennent autrement un enjeu d'ordre sanitaire important lorsqu'il est question de gestion de l'eau potable puisque nombreuses municipalités n'ont pas de système de filtration d'eau adéquat pour faire face au déclenchement d'un bloom sur leur réserve d'eau potable (Tremblay, 2008). Ce fut le cas notamment pour la Ville de Québec qui, en 2006 et 2007, a vu sa principale source d'eau, le lac St-Charles (Ville de Québec, 2008), affectée par des blooms de cyanobactéries (Coalition Eau Secours, 2008).

En plus des problèmes liés à l'approvisionnement en eau potable pour les régions touchées par cette problématique et des coûts supplémentaires qui en résultent (Blais, 2002b; Tremblay, 2008), la présence de fleurs d'eau impacte l'économie régionale d'autres façons. Les régions vivant d'activités récréo-touristiques, telles la baignade, la pêche et la navigation, souffrent économiquement de la perte de l'accès à l'eau. La présence des fleurs d'eau peut également occasionner des frais aux agriculteurs ayant à composer avec un problème d'accès à une eau potable pour abreuver leurs troupeaux (Gouv. du Québec 2008b). D'ailleurs, le décès d'animaux de ferme est parfois évoqué dans la détection initiale de la toxicité des eaux (Saker *et al.*, 1998; Hitzfeld *et al.*, 2000; Blais, 2002a). Les zones riveraines des cours d'eau ou lacs subissent en plus une dévaluation de leur propriété suite à la dégradation de la qualité de l'eau du lac (Blais, 2002b; Meloche, 2006).

1.2.2. L'écologie des cyanobactéries

Les cyanobactéries sont des algues¹ procaryotes, avec une structure cellulaire de type

¹ Les algues ne sont pas considérées comme un groupe taxonomique mais bien un regroupement d'embranchements partageant certaines caractéristiques: habitat aquatique ou habitat terrestre humide, production de la chlorophylle *a*, s'il y a production des gamètes, elles ne sont pas recouvertes de

bactérienne (Moss, 1980). Selon la taxonomie classique, elles sont du règne des Bactéries, sous la division Cyanobacteria, et de la classe Cyanophyceae². Les cyanobactéries, qui sont parmi les organismes vivants les plus anciens sur Terre, sont normalement présentes dans la plupart des lacs et cours d'eau. La dominance des cyanobactéries est en partie liée au ratio anormalement bas d'azote par rapport au phosphore (Moss, 1980; Kalff, 2002; Søndergaard *et al.*, 2003). Alors que normalement le phosphore est l'élément limitant, lorsque celui-ci est ajouté en grande quantité dans un système aquatique, la base du réseau trophique change et certaines espèces auparavant moins compétitives deviennent dominantes. Dans le cas des cyanobactéries, l'augmentation du phosphore les favorise (Downing *et al.*, 2001). Elles ont plus de facilité à se procurer l'azote nécessaire à leur survie, soit par la fixation de l'azote atmosphérique ou par récupération de l'azote benthique (Ferber *et al.*, 2004). Cette capacité est particulièrement utile dans des milieux où le ratio N: P est bas. Moins limitées par l'azote que le reste du phytoplancton, elles sont plus aptes à utiliser les apports de phosphore (Ferber *et al.*, 2004). Il est donc généralement accepté que l'apport de phosphore dans un milieu aquatique contribue à y créer des conditions favorables aux cyanobactéries.

Les avis sont cependant plus mitigés quant au rôle que joue l'azote dans ce processus. Selon Leavitt *et al.* (2006), qui ont évalué l'effet de l'azote issu des milieux urbains sur une série de lacs en Saskatchewan (Canada), l'apport d'azote peut contribuer d'une manière importante à la diminution de la qualité de l'eau et favoriser l'apparition de blooms d'algues. Dans les milieux riches en phosphore, l'impact d'un apport en azote est davantage à considérer (Leavitt *et al.*, 2006).

Outre les apports nutritifs, d'autres facteurs influencent la prolifération des

cellules non reproductrices, l'emploi de l'hydrogène de l'eau comme donneur d'électron dans la photosynthèse (Moss 1980, p. 41)

2 Leur taxonomie est en cours de révision.

cyanobactéries. Les cyanobactéries ont en effet quelques autres avantages sur le reste du phytoplancton qui les aident sous certaines conditions. D'une part, la stratification thermique des lacs leur est favorable. Beaucoup d'espèces de cyanobactéries ont la capacité de se déplacer dans la colonne d'eau pour être constamment en position optimale, alternant entre la surface ensoleillée et les fonds riches en nutriments; tandis que la stratification thermique des lacs restreindra les algues non mobiles à l'une ou l'autre des strates d'eau (Moss, 1980; Zhang et Prepas, 1996; Ferber *et al.*, 2004; Roland *et al.*, 2005; Walsby, 2005).

D'autre part, une intensité lumineuse faible les favorise car leur croissance requiert moins d'énergie lumineuse que d'autres espèces du phytoplancton (Roland *et al.*, 2005). Certaines espèces de cyanobactéries ont d'ailleurs la capacité d'entrer en dormance dans les sédiments lorsque les conditions leurs sont défavorables. Lorsque les conditions redeviennent propices, elles font résurgence dans la colonne d'eau (Baker et Bellifemine, 2000). Il est également important à noter qu'elles subissent peu de prédation due à leur production de substances répulsives et à leur formation d'agrégats (Kotak *et al.*, 2000).

La température a également une incidence sur la prolifération des fleurs d'eau. Sous un climat plus chaud, les lacs ont plus tendance à se stratifier à court terme, créant ainsi des conditions propices aux cyanobactéries (Zhang et Prepas, 1996). Également, dans un environnement où les hivers sont courts, les lacs sont découverts de glace plus longtemps, allongeant la période durant laquelle les cyanobactéries peuvent proliférer. Les conditions conséquentes à un réchauffement climatique pourrait ainsi entraîner une augmentation de la fréquence et persistance des efflorescences de cyanobactéries et accroître le nombre de milieux aquatiques touchés par cette problématique. De plus, les espèces particulièrement nuisibles, telles que *Microcystis aeruginosa* et *Anabaena flos-aquae*, croissent davantage à des

températures élevées et peuvent produire davantage de toxines (Paul, 2008).

1.3. L'accroissement de la fertilité des milieux aquatiques et l'utilisation du territoire

Avant les ères industrielle et technologique, les êtres humains s'accommodaient de la quantité de nutriments disponible dans un petit rayon, provenant plus ou moins d'un même bassin-versant. Depuis, nombreuses activités humaines impliquent une concentration de nutriments, notamment du phosphore, sur un nombre restreint de bassins versants. L'urbanisation s'accompagne, par exemple, d'une augmentation et d'une densification de la population humaine, ce qui implique l'importation de nourriture produite sur d'autres bassins versants; il s'en suit alors une concentration de rejets d'égout et de détergents (Moss, 1980). Mentionnons également que l'urbanisation entraîne le déplacement et la concentration des populations animales dans des réserves fauniques. Toutes ces activités augmentent la quantité de phosphore et d'azote qui circulent sur certains bassins versants et ce phénomène a pour conséquence de déséquilibrer les mécanismes naturels de recyclage de ces nutriments (Moss, 1980).

L'urbanisation implique une déforestation de l'environnement qui subvient aux besoins humains grandissants. La déforestation, en soi, contribue à augmenter la concentration de nutriments dans l'eau. Premièrement, il y a moins de plantes pour absorber l'eau et les éléments nutritifs circulant dans l'écosystème. Puis, en dénudant le sol et en détruisant les racines, un élément structurant du sol, l'érosion du bassin-versant s'accélère. C'est ainsi qu'une portion du sol et des éléments nutritifs terrestres ruissellent jusque dans les cours d'eau et les lacs (Carignan *et al.*, 2000; Prepas *et al.*, 2001; Rosenmeier *et al.* 2004).

L'agriculture contribue de façon significative à l'accumulation de phosphore et d'azote dans l'environnement (Gouv. du Québec, 2002a; Gouv. du Québec, 2005;

Smith *et al.*, 2005). Les engrais visent spécifiquement à augmenter la quantité de ces nutriments disponibles pour les cultures. Cependant, une portion des nutriments épandus est lessivée vers les cours d'eau; par ailleurs, une fraction du phosphore et de l'azote est fixée chimiquement dans le sol et est rendue indisponible pour la croissance des plantes. Ainsi, à force de le fertiliser, la terre peut devenir saturée en phosphore et en azote complexés aux particules de sol, les rendant ainsi non disponibles pour la croissance de plantes. L'excédant de nutriments épandus n'est plus retenu par le sol; il est lessivé davantage de la terre vers les cours d'eau et s'accumule dans les lacs. La pollution agricole est très difficile à contrôler puisqu'elle est de source diffuse (Smith *et al.* 2005); on ne peut donc pas facilement sanctionner un agriculteur en particulier. Au Québec, depuis l'intensification de l'élevage hors-sol³, particulièrement l'élevage porcin, le lisier surabonde et est épandu en trop grande quantité sur les terres avoisinantes. Cette pratique entraîne la saturation des sols en phosphore et azote indisponible (BAPE 2003a).

Entre 1990 et 2000, une stratégie de protection des cours d'eau en milieu agricole a été mise en place par les ministères de l'Agriculture et de l'Environnement⁴. Elle visait l'adoption de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement de façon à réduire d'au moins 50% les apports de nutriments dans cinq régions prioritaires, dont le bassin versant de la Yamaska. Le lac Bromont, sujet de notre étude, est situé sur le territoire ciblé. Le Vérificateur général du Québec (VGQ), déclare dans son rapport de 1996, que «peu de mesures concrètes ont été adoptées pour atteindre ces objectifs précis. [...] Malgré des dépenses de l'ordre de 5.5 milliards de dollars, le fait de ne pas avoir apporté de correctifs au volet agricole aura empêché de récupérer l'usage

3 L'élevage hors-sol réfère ici à un type d'élevage intensif qui utilise des aliments pour animaux issus de l'industrie agroalimentaire et non des aliments de l'exploitation agricole dans lequel il est pratiqué. Les animaux sont élevés dans des bâtiments, sans litière.

4 Les Ministère de l'Agriculture des Pêches et de l'Agroalimentaire du Québec (MAPAQ) et Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP)

de l'eau dans les trois bassins les plus problématiques, soit les bassins des rivières Yamaska, Chaudière et L'Assomption » (points 2.45 et 2.52; VGQ, 1996).

La déforestation, l'agriculture intensive et l'urbanisation sont donc trois des principaux exemples d'utilisation du territoire qui contribuent à augmenter le phosphore et l'azote dans les lacs au Québec.

1.4. L'eutrophisation

L'accumulation de phosphore suivie d'une prolifération végétale provoque ce qu'on appelle l'eutrophisation. Une théorie scientifique répandue explique que les lacs seraient soumis à un phénomène naturel de vieillissement (voir Moss, 1980); évoluant d'un lac profond avec une eau claire et bien oxygénée en profondeur (dit oligotrophe) à un lac peu profond, riche en nutriments et au fond peu oxygéné ou totalement non-stratifié (dit eutrophe). Or, les avancées en paléolimnologie démontrent qu'un lac peut évoluer dans les deux sens, à des époques différentes de sa vie. Il existe des lacs s'eutrophisant et d'autres s'oligotrophisant (Moss, 1980). Cependant, les activités anthropogéniques favorisent radicalement l'eutrophisation des lacs. Et, les interventions humaines visant à renverser cette tendance ont eu peu de succès à court terme, particulièrement pour les lacs peu profonds (Søndergaard *et al.*, 2003). Il faut réduire davantage les apports de phosphore pour qu'un lac eutrophié retrouve une eau claire comparativement à ce qu'il aurait fallu comme réduction pour maintenir l'eau claire initiale (Beisner *et al.*, 2003). Cette réalité est reliée au mécanisme de relargage du phosphore (Søndergaard *et al.*, 2003) et de l'azote (Al Bakri et Chowdhury, 2006) des sédiments à la colonne d'eau.

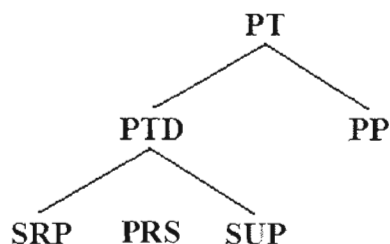
1.5. Le phosphore en milieu aquatique

Le phosphore est l'élément le plus important à considérer pour évaluer la qualité de l'eau d'un lac. Un accroissement de la concentration de phosphore est accompagné

par une augmentation de la biomasse végétale et de la turbidité de l'eau, laquelle peut réduire la transparence, ainsi que d'autres changements biologiques souvent indésirables (Søndergaard *et al.*, 2003), tels que des changements dans les espèces présentes (Dodds, 2006).

Plusieurs formes de phosphore sont présentes dans l'eau. On les classifie en deux principales catégories: le phosphore total dissous (PTD) et le phosphore particulaire (PP). Le PTD regroupe le phosphore inorganique dissous (ou phosphore réactif soluble; PRS) et de phosphore organique dissous (ou phosphore non réactif soluble; SUP). Le phosphore inorganique dissous est en majorité composé d'orthophosphate, la forme de phosphore directement disponible pour les algues. Toutefois, le phosphore total dissous est la forme la plus simple à échantillonner pour avoir une indication de cette forme davantage assimilable par les algues. L'ensemble de toutes ces formes est désigné comme le phosphore total (PT).

Figure 1.1. Formes de phosphore



Autre qu'à l'état pur, le phosphore n'est pas considéré directement toxique pour les êtres humains et les animaux; il l'est par contre indirectement lorsque sa surabondance accélère la croissance d'algues (parfois toxiques), ce qui perturbe l'écosystème aquatique (Wiegand et Pflugmacher, 2005).

Ainsi, le Gouvernement du Québec n'a pas de critère pour le taux de phosphore dans

l'eau potable; cependant, il a fixé à 20 ug/L la concentration moyenne maximale de PT dans un cours d'eau afin de préserver la vie aquatique. Il est spécifié que « ce critère de qualité s'applique aux cours d'eau s'écoulant vers des lacs dont le contexte environnemental n'est pas problématique. Il vise à éviter la modification d'habitats dans ces lacs, notamment en y limitant la croissance d'algues et de plantes aquatiques » (Gouv. du Québec, 2002c). À ce dernier, s'ajoute un second critère: l'augmentation relative de PT ne doit pas dépasser 50% de la concentration naturelle (Gouv. du Québec, 2002c).

Un lac peut être perçu comme un écosystème ouvert⁵, avec une ou des entrées et sorties (Dillon *et al.*, 1986). Le phosphore d'un lac provient principalement de dépôts atmosphériques, de l'érosion du bassin versant entrant par ruissellement, des déversements directs liés à l'utilisation du territoire par l'être humain. Le phosphore sort de l'écosystème du lac principalement par sa décharge (Dillon *et al.*, 1986).

Deux mécanismes additionnels modulent le cycle du phosphore d'un lac:

- 1) le mouvement descendant du phosphore consistant en la sédimentation de particules entrant dans le lac ou généré dans la colonne d'eau telles des algues et des déchets (Søndergaard *et al.*, 2003);
- 2) le mouvement ascendant du phosphore provenant des sédiments généré par divers procédés, détaillés plus bas (Søndergaard *et al.*, 2003).

Le phénomène de rétention et de remobilisation du phosphore est encore mal compris. Søndergaard et associés (2003) révisent dans leur article les différentes théories sur le mécanisme de relargage de P. Ils précisent d'ailleurs l'importance de ne pas généraliser un mécanisme particulier pour l'ensemble des lacs, chaque lac pouvant fonctionner différemment, et certains de ces procédés pouvant être complémentaires (Prairie *et al.*, 2001).

5 Sauf s'il est endorhéique

- Le **vent** peut entraîner la suspension des sédiments dans la colonne d'eau. Il en découle une augmentation de la turbidité et, sous certaines conditions, il y a une remobilisation de phosphore. Ce phénomène est d'ailleurs plus observé dans les lacs peu profonds (Prairie *et al.*, 2001; Søndergaard *et al.*, 2003).
- Le **potentiel oxydo-réducteur** des sédiments est le mécanisme de rétention et remobilisation le plus classique. En eaux oxygénées, le phosphore, sous forme d'orthophosphate, se lie aux composés de fer(III) et est sédimenté; alors que dans des conditions anoxiques, le fer(III) est réduit en fer(II) et l'orthophosphate est subséquemment remobilisé dans la colonne d'eau (Prairie *et al.*, 2001; Søndergaard *et al.*, 2003). Ce mécanisme joue un rôle potentiellement important mais ne peut constituer la seule explication car le phosphore des sédiments est également relâché dans les zones oxygénées (Prairie *et al.*, 2001; Søndergaard *et al.*, 2003).
- Le **pH** influence la capacité du phosphore à se lier au fer, l'affectant dans son processus de sédimentation. Une augmentation du pH accroît le risque d'une remobilisation du phosphore des sédiments à la colonne d'eau (Søndergaard *et al.*, 2003).
- Le **ratio de fer: phosphore** présent dans les sédiments est donc déterminant dans le processus de sédimentation et remobilisation du phosphore en eaux oxygénées et aux pH acides (Søndergaard *et al.*, 2003).
- La **décomposition** de la matière organique par la communauté microbienne vivant dans les sédiments constitue un mécanisme clé de relargage du phosphore. Elle peut générer un haut taux de minéralisation et de libération de phosphore, dépendant de la disponibilité d'éléments oxydants comme l'oxygène ou les nitrates (Prairie *et al.*, 2001; Søndergaard *et al.*,

2003).

- La **température** influence, quant à elle, les procédés biologiques d'un lac. Elle va donc impacter la minéralisation de la matière organique et la disponibilité du phosphore inorganique, ainsi que la solubilité de l'oxygène dans l'eau. Elle est aussi liée à la variation saisonnière de la population de phytoplancton et, en conséquence, à la sédimentation de la matière organique (Søndergaard *et al.* 2003). De ces façons, elle influe sur la rétention et la remobilisation du phosphore des sédiments.
- La circulation du phosphore peut également suivre un mécanisme de **diffusion chimique**, due à la création de gradients de concentration de phosphore entre les sédiments et la colonne d'eau.
- La présence de **macrophytes** aquatiques influence également le cycle du phosphore dans le lac. À faible densité, les macrophytes favorisent la précipitation du phosphore en oxygénant l'interface eau-sédiment; or, à forte densité, elles réduisent l'apport en oxygène en réduisant la diffusion ou en augmentant le pH et favorisent ainsi la remobilisation du phosphore réactif soluble (PRS) dans l'eau (Søndergaard *et al.*, 2003).
- Certains organismes **bioturbateurs** contribuent à la suspension des sédiments dans la colonne d'eau ce qui, comme l'influence du vent, augmente la turbidité de l'eau et peut créer des conditions propice à la remobilisation de phosphore (Søndergaard *et al.*, 2003). D'autres organismes fouisseurs accélèrent la diffusion chimique du phosphore en creusant des tunnels dans les sédiments (Lewandowski, *et al.*, 2002).

La considération de ces mécanismes est centrale dans l'élaboration d'un bilan de phosphore d'un lac, d'autant plus que, sous certaines conditions, les sédiments peuvent être la principale source de phosphore dans l'eau (Søndergaard *et al.*, 1999;

Graneli, 2000; Prairie *et al.*, 2001; Søndergaard *et al.*, 2003). Le recyclage interne de phosphore peut perdurer plusieurs années après une réduction du apports externes de phosphore. La remobilisation de phosphore entraine, en moyenne, un délai de 10 à 15 ans dans la réponse à la réduction de sa charge externe en phosphore (Jeppesen *et al.*, 2005). Mais il y a beaucoup de variations; cela dépend entre autre de la morphémetrie du lac, du ratio entre la superficie du lac et de son bassin versant, du climat (Jepperson *et al.*, 2007).

1.6. Le bilan de phosphore

Le bilan de phosphore total d'un lac peut s'établir de plusieurs façons. Il existe de nombreux modèles, simples à très complexes, qui tentent d'estimer l'état du phosphore d'un lac à partir de données, telles l'utilisation du territoire sur le bassin-versant, des données démographiques et des paramètres écologiques (Dillon *et al.*, 1986; Smith *et al.*, 2005; comm. pers., Prairie et Parkes, GRIL UQAM). Or, les modèles possèdent chacun leurs limites; et comme le phénomène de la remobilisation du phosphore des sédiments est peu compris, l'application de ces modèles est d'autant plus inadéquat pour un lac où le mécanisme de remobilisation de phosphore risque de jouer un rôle central (Søndergaard *et al.*, 1999). Le modèle de Dillon et associés (1986) n'étant pas valable pour les lacs du Québec (Carignan et Prairie, 2008), Prairie et Parkes (comm. pers., GRIL UQAM) ont développé un modèle adapté spécialement à la région de l'Energie. Ce modèle statistique est basé sur l'utilisation du territoire, boisé vs déboisé, et explique 89 % des variations de phosphore total dans les lacs.

Néanmoins, malgré la force de prédiction des modèles, l'établissement du bilan de phosphore en mesurant les entrées et sorties du phosphore demeure l'approche à favoriser pour étudier la dynamique saisonnière ainsi que pour évaluer quelle en est la principale source (Søndergaard *et al.*, 1999). Un tel bilan de phosphore a été

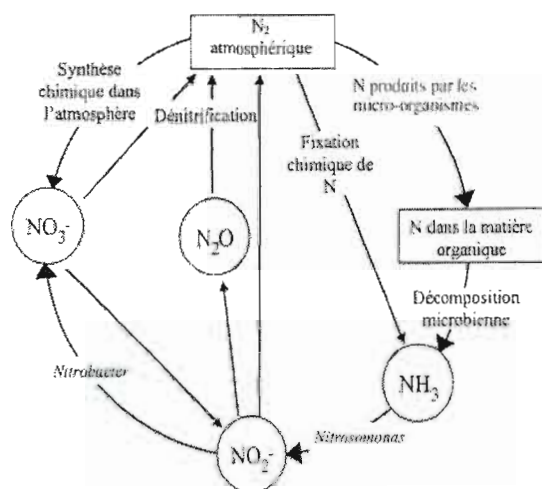
effectué dans le cadre de cette étude. Les détails de l'approche retenue sont présentés au chapitre 2.

1.7. L'azote et les matières en suspension dans les milieux aquatiques

1.7.1. Azote

D'autres paramètres sont à considérer dans une étude descriptive de l'état d'un lac en vue d'évaluer sa prédisposition à générer des fleurs d'eau. L'azote est un élément nutritif essentiel à la croissance des cyanobactéries.

Figure 1.2. : Cycle de l'azote. Produit par Santé Canada (2008)



L'azote est présent dans les eaux de surface sous plusieurs formes, régulaées entre elles par un cycle biogéochimique (voir fig. 2):

- l'azote inorganique dissous, soit l'azote ammoniacal (NH_3 , NH_4), le nitrite (NO_2), le nitrate (NO_3) et l'azote gazeux (N_2);
- l'azote organique dissous, tel que dans les acides aminés, les

protéines, l'urée, l'acide humique;

· l'azote particulaire, consistant de plantes, d'animaux, leur carcasse, leurs excréments ainsi que l'azote ammoniacal lié à des particules minérales.

L'azote total (NT) est la somme de toutes ces catégories (Kalff, 2002).

Certaines espèces de cyanobactéries peuvent fixer l'azote atmosphérique alors que d'autres dépendent des formes d'azote disponibles (NO_x , NH_3) pour se développer. L'abondance de l'une ou l'autre de ses formes peut entraîner l'explosion de leur population sous certaines conditions (Leavitt *et al.*, 2006). L'apport d'ammonium favorise particulièrement la dominance de cyanobactéries N_2 non-fixatrices d'azote (Blomqvist *et al.*, 1994). Il est donc important de mesurer l'apport d'azote au lac à l'étude.

L'azote dans les rivières québécoises est principalement sous la forme de nitrate, soit à 70% en milieux agricoles et à 50% en milieux forestiers (Gangbazo et Le Page, 2005). Le rapport du Vérificateur général de 1995-96 énonce:

«il est reconnu que l'agriculture, à cause des concentrations d'élevage et des productions végétales intensives, est à l'origine d'au moins les deux tiers des rejets d'azote dans l'eau (le dernier tiers provenant des effluents industriels et des effluents domestiques après traitement des eaux usées). Au Québec, ces rejets représentent l'équivalent de ceux que produiraient 7,3 millions de personnes annuellement» (VGQ, 1996).

Il n'y a pas de critère de qualité pour la concentration d'azote total dans l'eau de surface. Toutefois, le MDDEP se réfère au critère maximal de 40 mg/L de nitrate dans l'eau de surface, afin de protéger la vie aquatique des lacs (Gouv. du Québec, 2002b). Le bilan d'azote d'un lac ne peut s'établir comme celui du phosphore car une partie de son cycle biogéochimique est gazeux (Kalff, 2002) et comporte des

échanges difficilement quantifiables avec l'atmosphère.

Ratio azote et phosphore

Le ratio entre l'azote et le phosphore influence le développement de la communauté de phytoplancton des lacs et, tel que mentionné précédemment, les cyanobactéries sont favorisées dans un environnement où l'azote est plus limité, lorsque le ratio TN:TP est bas (Moss, 1980; Kalff, 2002; Søndergaard *et al.*, 2003; Ferber *et al.*, 2004). Le ratio entre l'azote et le phosphore peut varier grandement selon les lacs, dépendant de leurs caractéristiques biogéophysiques et des apports extérieurs en nutriments. Le ratio molaire TN:TP peut aller de 46 à 530 dans les lacs oligotrophes, de 38 à 212 dans les lacs mesotrophes et de 9 à 157 dans les lacs eutrophes (Downing et McCauley, 1992).

Tableau 1.1. Ratios TN:TP moyens de différentes sources de nutriments des lacs. Reproduit de Downing et McCauley (1992)

Source	TN:TP (ratio molaire)
Ruissellement à partir de champs non fertilisés	546.8
Ruissellement à partir de sols à fertilité moyenne	165.8
Ruissellement à partir de sols forestiers	157.1
Ruissellement à partir de sols agricoles	134.6
Ruissellement à partir de sols fertiles	73.6
Ruissellement à partir d'un bassin versant agricole	44.2
Écoulement de fumier de bovins	19.7
Sédiments d'un lac mesotrophique	13.9
Sédiments d'un lac eutrophique	5.5
Sédiments d'un lac oligotrophique	3.3

Moins documenté que le ratio TN:TP, le ratio DN:DP illustre la portion disponible de ces nutriments. Même si les apports au lac en azote total sont élevés, le nitrate est rapidement éliminé des zones anoxiques. Ainsi, le ratio DN:DP représente davantage le rapport N:P limitant la croissance des algues. Cependant, comme outils descriptif, le ratio TN:TP est beaucoup plus utilisé dans la littérature scientifique (voir tab 1.1).

1.7.2. Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont des matières solides en suspension dans la colonne d'eau et qui peuvent se déposer au fond de l'eau (devenant des sédiments), dépendant des conditions d'écoulement. Elles sont indicatrices de l'érosion du bassin-versant puisque c'est la principale source de MES. L'érosion peut être soit d'origine naturelle ou anthropique; notamment, la coupe forestière, l'urbanisation, l'agriculture, la construction et les activités minières contribuent à accélérer l'érosion du sol sur le bassin-versant (Gangbazo et Le Page, 2005).

Pour conserver la vie aquatique des lacs, le critère de qualité de l'eau de surface retenu par le MDDEP est une augmentation moyenne maximale de 5 mg/L par rapport aux concentrations naturelles; et permet une augmentation ponctuelle maximale de 25 mg/L (Gouv. du Québec, 2002b).

1.8. Problématique spécifique à notre étude: le cas du lac Bromont

Cette étude s'est effectuée au lac Bromont, dans la MRC de Brome-Missisquoi, en Estrie (Qc). Le lac est aux prises avec des fleurs d'eau depuis plusieurs années maintenant; la communauté riveraine du lac ainsi qu'une association locale, l'Action Conservation du Bassin-versant du Lac Bromont (ACBVLB), tentent de comprendre le problème. Au cours de l'automne 2006, une entreprise locale, *Ski Bromont*, a effectué des travaux et déboisé une part du bassin versant pour y faire des pistes de

ski. Suite à cela, un partenariat s'est créé entre la communauté et l'UQÀM, par l'entremise des Services aux collectivités, pour effectuer une étude ponctuelle visant à caractériser les eaux du ruisseau drainant les pistes de *Ski Bromont* (Beisner et Planas, 2007). Par la suite, il est devenu apparent qu'une étude à l'échelle du bassin-versant, s'échelonnant sur une plus longue période, était nécessaire afin de mieux cerner les causes spécifiques de genèse des blooms au lac Bromont.

1.8.1.Objectifs

Puisque le phosphore est l'élément déterminant dans le déclenchement de blooms de cyanobactéries, cette étude a pour cible de clarifier les sources de phosphore du lac Bromont en effectuant un bilan massique des entrées et sorties de phosphore. Il existe plusieurs sources externes potentielles; entre autres, des terres agricoles, un centre de ski⁶, un centre hippique et des zones urbaines se juxtaposent sur le bassin versant du lac Bromont. Cependant, puisque de grandes quantités de phosphore terrigène rejoignent le lac, il est probable qu'une fraction significative des sources de phosphore en circulation dans le lac soit interne. Le phénomène de desorption des sédiments a donc aussi été étudié au cours de cette étude. Puisque ce bilan de phosphore a été calculé à partir de mesures, il nous a été possible de vérifier l'agencement de nos données avec un modèle théorique de bilan de phosphore des lacs.

Puis, en détaillant le bilan de phosphore spatio-temporellement, nous avons tenté d'identifier les activités apportant davantage de phosphore au lac Bromont.

1.8.2. Approche

Cette étude est la première d'une série d'études sur le lac Bromont. Elle s'inspire des

⁶ Le centre de ski contribue à la déforestation du bassin-versant en déboisant des flancs de montagne pour créer des pistes de ski.

principes de la *recherche-action*, où les membres de la communauté participent activement tout au long du processus de recherche et un accent est mis sur la communication scientifique et la vulgarisation. Les angles d'approche sont multidisciplinaire et écosystémique, de part l'intégration des réalités socio-économiques dans l'analyse du problème écologique et de part la conception de la complexité écologique. Les conclusions de cette recherche serviront à la communauté scientifique, mais aussi à la communauté de Bromont qui souhaite développer une meilleure gestion du lac Bromont et de son bassin-versant.

CHAPITRE 2. - Les sources de phosphore du lac Bromont: une étude des apports provenant du bassin versant et des sédiments

2.1. Introduction

Les blooms de cyanobactéries (ou fleurs d'eau) dans les lacs du sud du Québec sont au centre d'une problématique environnementale qui mobilise de façon importante la population québécoise. Cette problématique est largement médiatisée depuis 2006 et a percolé jusque dans la sphère politique municipale et provinciale québécoise⁷. Les préoccupations associées à ces blooms sont principalement d'ordre environnemental, récréo-touristique et sanitaire (Blais, 2002a). Contrer le développement de blooms de cyanobactéries dans les lacs est devenu un cheval de bataille majeur pour nombreuses associations de riverains à travers la province (CRE Laurentides, 2008; RAPPEL, 2008). Quelques communautés tentent de s'organiser pour renverser la dégradation des lacs de leur région. L'Action Conservation du Bassin-versant du Lac Bromont (ACBVLB) s'est montrée particulièrement concernée et active suite à l'apparition de fleurs d'eau sur le lac Bromont.

Dans les lacs ou cours d'eau oligotrophes, les cyanobactéries sont peu compétitives, d'autres algues dominant alors la flore aquatique. Plusieurs facteurs, tels un réchauffement de la température du lac, un changement dans la stratification thermique ou dans la pénétration lumineuse, peuvent entraîner une modification de la communauté de phytoplancton et favoriser la croissance des cyanobactéries (Zhang et Prepas, 1996; Ferber *et al.*, 2004; Roland *et al.*, 2005; Walsby, 2005). Toutefois,

⁷ À titre d'exemple, la ministre du Développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP) a notamment effectué la « Tournée des lacs », des rencontres avec divers acteurs pour constater l'état de la situation sur le terrain.

une augmentation de l'apport d'éléments nutritifs, particulièrement l'ajout de phosphore, est l'évènement déterminant qui mène à la prolifération excessive des cyanobactéries (Kotak *et al.*, 2000; Downing *et al.*, 2001; Søndergaard *et al.*, 2003). Moins limitées par l'azote que le reste du phytoplancton, elles sont plus aptes à utiliser les apports de phosphore (Ferber *et al.*, 2004). Ainsi, la dominance des cyanobactéries est en partie liée au ratio anormalement bas d'azote par rapport au phosphore, favorisant ainsi la croissance des cyanobactéries fixatrices d'azote (Moss, 1980; Kalff, 2002; Søndergaard *et al.*, 2003). L'utilisation du territoire d'un bassin versant influence la charge en nutriments des cours d'eau. La déforestation, l'agriculture intensive et l'urbanisation sont trois des principales utilisations du territoire qui contribuent à augmenter le phosphore et l'azote dans les lacs (Moss, 1980; Dillon *et al.*, 1986; Soranno *et al.*, 1996; Carignan *et al.*, 2000; Prepas *et al.*, 2001; Quinlan *et al.*, 2002).

L'apport en phosphore ne provient cependant pas uniquement du bassin-versant. Les sédiments d'un lac sont le reflet des apports de phosphore passés; et, sous certaines conditions biogéochimiques, s'enclenche un mécanisme de remobilisation du phosphore accumulé dans les sédiments (Prairie *et al.*, 2001; Kalff, 2002; Søndergaard *et al.*, 2003). La libération de phosphore dans les eaux interstitielles des sédiments et sa diffusion subséquente vers la colonne d'eau peuvent être la principale source de phosphore pour certains lacs (Van der Molen et Boers, 1994; Soranno *et al.*, 1997; Søndergaard *et al.*, 2003). La remobilisation de phosphore des sédiments explique pourquoi certains lacs ne réagissent pas aux stratégies de réduction de phosphore entreprises sur le bassin versant (Van der Molen et Boers, 1994). Cette réserve de phosphore peut effectivement prendre des années avant d'être évacuée d'un lac ou encore piégée de façon permanente dans les sédiments (NRC, 1992; Beisner *et al.*, 2003; Jeppesen *et al.*, 2007).

2.2. Objectifs et hypothèses

Cette recherche a pour premier objectif d'identifier les sources des apports de phosphore au lac Bromont. Elle consiste en l'élaboration d'un bilan massique de phosphore du lac Bromont pour vérifier si les quantités provenant du bassin-versant sont suffisantes pour expliquer la présence des blooms de cyanobactéries et pour cibler les affluents les plus chargés. *A priori*, l'utilisation du territoire du bassin versant du lac Bromont suggère une forte exportation de nutriments vers le lac, selon le modèle de Prairie et Parkes (comm. pers., GRIL UQÀM).

Le second objectif de cette étude est d'étudier la remobilisation de phosphore au lac en période anoxique. Prairie et associés (2001) ont décrit les sédiments du lac Bromont comme étant particulièrement riches en P mais ils n'ont pas recensé de remobilisation significatif en 1992. En considérant que la remobilisation de phosphore connaît d'importantes variations interannuelles (Soranno *et al.*, 1997), il a été remesuré en période anoxique pour l'été 2007 afin de le mettre en relation avec les quantités de phosphore provenant du bassin versant pour cette période.

Considérant que le lac Bromont a quatre affluents permanents, les ruisseaux Petit Galop, Coulée du rocher, des Cervidés et Wright, dont les bassins versants supportent des utilisations du territoire différentes;

nos hypothèses de recherche sont *i)* que le bassin versant ayant subi une importante déforestation en novembre 2006 (bassin des ruisseaux Coulé du rocher et Cervidés) exporte la plus grande quantité de nutriments au lac; *ii)* que les sédiments deviennent une source principale de phosphore réactif soluble (PRS) au lac durant la période estivale d'anoxie.

Un bilan des nutriments du lac Bromont a été effectué sur 4 saisons en 2007-2008. Les nutriments étudiés sont le phosphore et l'azote. Les apports en nutriments au lac ont été quantifiés en échantillonnant les ruisseaux non intermittents et les sédiments

du lac. Les résultats de l'étude seront présentés et permettront de comparer entre elles les différentes sources de nutriments du lac Bromont; et ce, dans l'objectif de mieux comprendre les sources de phosphore du lac Bromont.

2.3. Description de l'aire d'étude

2.3.1. Emplacement

Le lac Bromont est situé dans une municipalité du même nom dans la région de l'Estrie (72° 40' 13 W ; 45° 15' 57 N). Il fait parti du réseau hydrographique de la Yamaska, rivière se jetant dans le Saint- Laurent au niveau du lac Saint-Pierre. La Yamaska détient le titre de la rivière la plus polluée au Québec (COGEBY, 2008); son bassin versant supporte notamment des activités agricoles d'intensité diverses, entraînant un degré élevé d'eutrophisation des lacs et cours d'eau sur son territoire (VGQ, 1996; COGEBY, 2008).

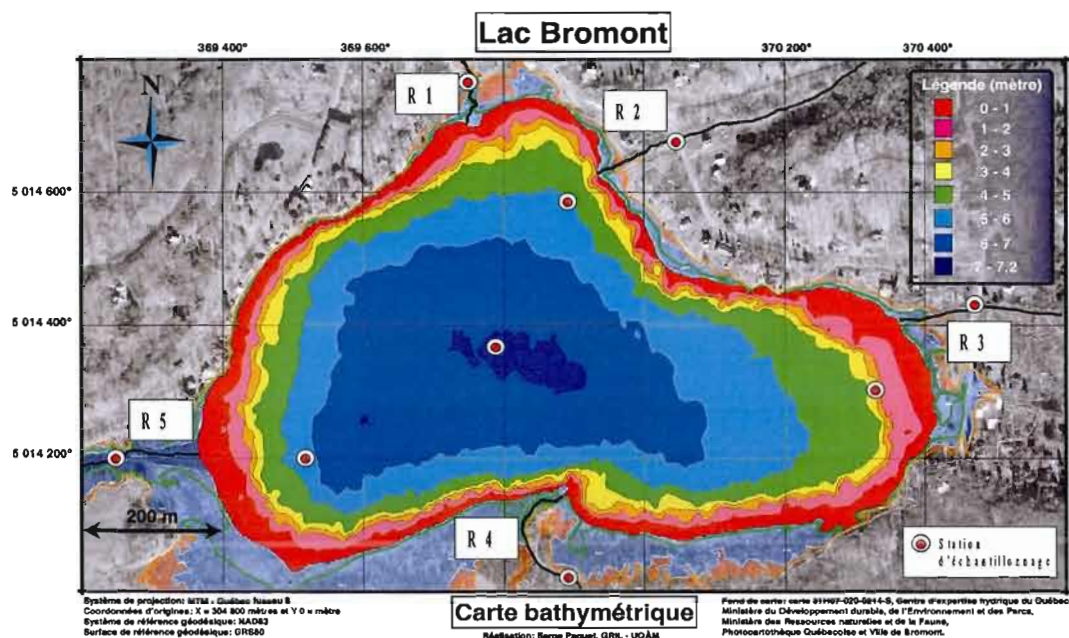
2.3.2. Description du lac

Le lac Bromont est le résultat de l'inondation des berges de l'ancien étang Tétreault, suite à la construction d'un barrage dans les années 50 afin d'alimenter la ville de Cowansville en eau potable. (Ville de Bromont, 2007). Le niveau du lac a fluctué énormément depuis 1988, date des premières fuites dans le barrage à niveau fixe. Le niveau de l'eau a été tenu particulièrement bas entre 1998 et 2006, suite à l'installation d'un barrage avec une vanne régulatrice de niveau et sous la pression de certains riverains du lac. Le barrage a une hauteur de retenue de 1.1 m (Ville de Bromont, 2007). En 2006, la Ville de Bromont modifie son approche et n'ouvre la vanne régulatrice qu'en situation climatique extrême (Ville de Bromont, 2007) et cette méthode est toujours en vigueur.

Durant l'étude, le lac Bromont couvrait 460 Ha au niveau d'eau maximal, avec une

profondeur moyenne de 4.4 m et une profondeur maximale de 7.2 m (fig. 2.1). La morphométrie du lac lui permet de se stratifier thermiquement et ses eaux de fond deviennent anoxiques une partie de l'été: 121 jours en 2007. Le temps de séjour de l'eau du lac est particulièrement court, soit 18 jours⁸. Des blooms de cyanobactéries sont recensés au lac depuis 2005 (Coalition Eau Secours, 2008) mais les riverains du lac notent des blooms d'algues occasionnels depuis une quinzaine d'années (Joncas, comm. pers., ACBVLB).

Figure 2.1. Carte du lac Bromont. Les couleurs représentent la bathymétrie du lac au niveau d'eau maximal. Les ruisseaux y sont identifiés : Petit Galop (R1), Coulée du Rocher (R2), Ruisseau des cervidés (R3), Wright (R4); ainsi que l'effluent, le Beaver Meadow (R5). Les 9 sites d'échantillonnage y sont aussi indiqués. Quatre stations sont sur les affluents, une est sur l'effluent, 3 sont en zone littorale du lac et une est à l'endroit le plus profond.



⁸ Considérant que le volume du lac est de 2004374.79 m³ et que la décharge est de 40848289.99 m³/an.

Quatre ruisseaux alimentent le lac Bromont (Petit Galop, Coulée du rocher, des Cervidées, Wright) et il est drainé par un effluent, le ruisseau Beaver Meadow. Le principal affluent, le ruisseau Wright, possède un bassin versant représentant 64% du territoire total s'écoulant vers le lac Bromont. Les ruisseaux seront dorénavant référencés par R1, R2, R3, R4 et R5, tel que présenté au tableau 2.1 et sur la figure 2.1.

Tableau 2.1. Identification des ruisseaux

Nom du ruisseau	Station
Petit galop	R1
Coulée du rocher	R2
des Cervidés	R3
Wright	R4
Beaver meadow	R5

2.3.3. Combinaison des ruisseaux et bassins versants de la Coulée du rocher et du ruisseau des Cervidés (R2 et R3)

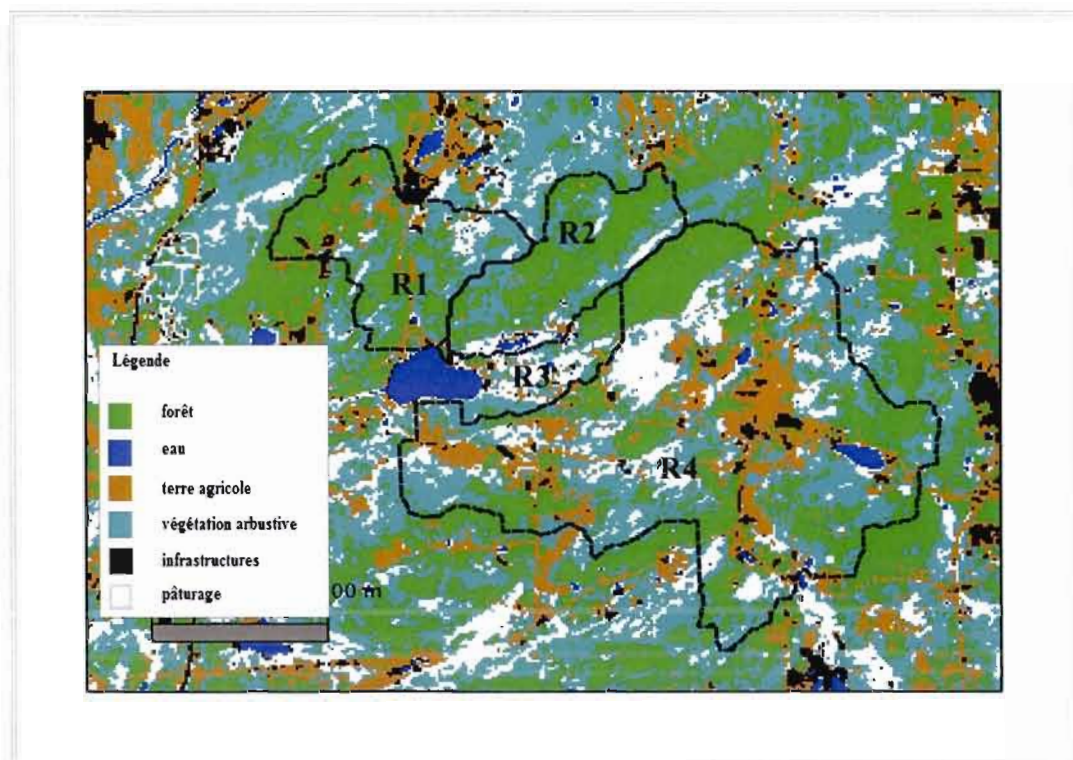
Le R2 a subi d'importantes modifications à son cours naturel dans les dernières décennies. À un endroit sur le R2, une portion de l'eau est déviée vers le R3 par une construction humaine. Il n'est alors plus possible de dissocier les ruisseaux et bassins versants 2 et 3 pour les fins de cette étude. Les charges de nutriments mesurées dans ces 2 ruisseaux ainsi que les superficies des bassins versants ont été additionnées et nous nous y référerons par R2+3.

2.3.4. Description du bassin versant

Le bassin versant du lac Bromont couvre 25 km², soit un territoire 55 fois plus grand que le lac, ce qui s'apparente au ratio des autres lacs de la région (Rolland *et al.*, 2005). L'occupation des sols du bassin versant du lac Bromont a été cartographiée à

l'aide d'images satellites datant de 2001. La figure 2.2 présente une carte du bassin versant du lac Bromont, divisé en sous bassins versants, colorée selon l'utilisation du territoire. L'utilisation du territoire sur le bassin versant est variée. Une forte proportion du bassin versant est couverte de végétaux: 32.9% de forêt, 33.0% de végétation arbustive et 12.7% de pâturage; alors que l'infrastructure urbaine représente 2.2% de la superficie du bassin versant et que les sols dénudés forment 15.3% du paysage (Campech et Paquet, laboratoire D. Planas, UQÀM). Cependant, ces proportions d'occupations du sol changent de manière importante à l'échelle des sous-bassins-versants et sont détaillées au tableau 2.2.

Figure 2.2. Occupation des sols des sous bassins-versants du lac Bromont (Paquet, laboratoire D. Planas, UQÀM). Réalisée avec le logiciel GRASS à partir de l'image satellite Landsat 7, 8 juin 2001



Notons que le R1 draine un territoire proportionnellement plus boisé: 45.8% en forêt et 32.7% en végétation arbustive. À l'opposé, le bassin versant 4, est le moins boisé (28.5%) et détient la plus grande portion de sol dédié à l'agriculture (sol à nu et pâturages; 34.3%). Un déboisement important pour créer de nouvelles pistes de ski sur le bassin versant 2+3 a eu lieu en novembre 2006 et n'est pas inclus dans les statistiques.

Tableau 2.2. Occupation du territoire sur les sous bassins-versants des ruisseaux 1, 2, 3 et 4, classifiée en zone humide (lac, marais, ruisseaux), zone de pâturage (prés, aires gazonnées), zone de végétation arbustive, zone de friche et sols à nu (terres agricoles, zones déboisées), zone forestière et zone urbaine. Les données sont en hectares et en pourcentage de la superficie du sous bassin versant. La dernière colonne présente la superficie des sous bassins versants en hectare et en pourcentage du bassin-versant total du lac Bromont (Paquet, laboratoire D. Planas, UQÀM).

	Type d'occupation du sol en 2001													
	Zone humide		Pâturage		Végétation arbustive		Sol nu (agriculture et friche)		Forêt		Infrastructure urbaine		Total	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	% b.v.
R1	0.9	0.2	27.2	7.5	118.6	32.7	41.0	11.3	165.9	45.8	8.7	2.4	362.3	100.0
R2+3	5.9	1.3	70.3	15.6	152.0	33.8	20.5	4.6	195.7	43.5	5.1	1.1	449.5	100.0
R4	16.6	1.0	234.9	14.8	535.0	33.7	310.4	19.5	452.5	28.5	39.6	2.5	1589.0	100.0
Bassin versant tot.	71.0	2.8	342.5	13.7	823.9	33.0	381.6	15.3	822.1	32.9	55.4	2.2	2496.4	100.0

Les liens possibles à faire en comparant les charges de phosphore avec l'utilisation du territoire sont plus limités en additionnant les bassins versants des R2 et R3. Le bassin versant du R2 a subi d'importants déboisements sur des pentes abruptes lors de la création de nouvelles pistes de ski; tandis que le bassin versant du R3 n'a pas subi de tels modifications; il est toutefois plus urbanisé. La jonction entre ces deux bassins versants ne permettra plus de dissocier ces 2 utilisations du territoire.

2.4. Méthodologie

2.4.1. Approche

Un bilan de phosphore total se fait en combinaison avec un bilan hydrologique (Dillon *et al.*, 1986; Norges, 2005), afin de vérifier si toutes les sources d'eau potentielle sont incluent dans les bilans. Ce dernier peut se baser sur l'équation générale :

$$I + P - E - O \pm \Delta V = 0 \quad (1)$$

où : I est le flux entrant (en m^3an^{-1}),

P est la précipitation sur le lac (en m^3an^{-1}),

E est l'évaporation du lac (en m^3an^{-1}),

O est le flux sortant (en m^3an^{-1}),

ΔV est la différence de volume d'eau dans le lac durant la période d'étude (en m^3an^{-1}).

Le **flux entrant** représente le débit de ruissellement (Dillon *et al.*, 1986). Certaines études l'estiment avec des moyennes de ruissellement collectées sur une longue période de temps. Dans le cadre de cette étude, il a été mesuré (tel que dans Dillon *et al.*, 1986). La **précipitation** et l'**évapo-transpiration** ont été calculés en regardant les mesures archivées pour la région (tel que dans Dillon *et al.*, 1986). La **différence de volume d'eau** dans le lac est calculée à partir du changement de niveau d'eau (tel que dans Dillon *et al.*, 1986). Le **flux sortant** s'obtient en mesurant le débit d'eau de la décharge (tel que dans Dillon *et al.*, 1986).

Les entrées et sorties de phosphore au lac peuvent être schématisées par ce modèle général dérivé des travaux de Vollenweider (1975) :

$$\frac{V \times dP}{dt} = \Sigma P_{ent.} - P_{sort.} - P_{séd.} \quad (2)$$

où $P_{ent.}$, $P_{sort.}$, $P_{séd.}$ sont respectivement les charges de P entrant, sortant et sédimentant (en $\text{kg}^3 \text{m}^{-3} \text{an}^{-1}$),

V est le volume du lac (m^3),

dP/dt est la différence de concentration de phosphore dans le lac sur une période de temps ($\text{kg}^3 \text{an}^{-1}$),

Théoriquement, lorsque le lac est en équilibre, $\frac{V \times dP}{dt}$ est égal à 0. Ainsi,

$$0 = \Sigma P_{ent.} - P_{sort.} - P_{séd.} \quad (3)$$

2.4.2. Échantillonnage en eau libre des ruisseaux et du lac

L'étude de terrain s'est effectuée de mars 2007 à mars 2008. L'eau du lac et des ruisseaux était échantillonnée à un intervalle de deux semaines de mars à octobre et mensuellement à partir de novembre.

Des échantillons d'eau ont été collectés en duplicata à la décharge des quatre affluents, à la décharge du lac, au site le plus profond du lac et à trois endroits en zone littorale (fig. 2.1). Puisque le R4 passe par une zone marécageuse avant de se jeter dans le lac, l'échantillonnage sur ce ruisseau s'est effectué plus en amont pour écarter cette difficulté. Les échantillons d'eau des quatre sites sur le lac ont été pris à l'aide d'une bouteille Van Dorn, à la moitié de la zone photique du lac (à 2.5 m de la surface). Un échantillon d'eau additionnel était prélevé à un mètre du fond à la station centrale. À chaque station, deux fois un litre d'eau ont été récoltés en utilisant deux bouteilles brunes *Nalgene* à petit goulot, lavée préalablement à l'acide. Chaque bouteille était rincée 3 fois avec l'eau du ruisseau ou du lac avant l'échantillonnage.

Au laboratoire du GRIL, à l'UQÀM, tous ces échantillons d'eau étaient analysés pour

leur teneur en phosphore (PT, PTD), azote (NT, NTD, NO_x) et matières en suspension. À partir de chaque bouteille, un volume de 40 ml d'eau était filtré sur le terrain, avec un filtre de 0,45 µm pour la mesure du phosphore réactif soluble; l'opération se répétait pour les échantillons d'azote dissous et le nitrite-nitrate. Des volumes d'eau non filtrée de 40 ml étaient versés dans des tubes différents pour mesurer le phosphore total et l'azote total. Le restant de l'eau était gardé dans la bouteille brune *Nalgene* jusqu'au laboratoire de l'UQÀM, à Montréal pour effectuer l'analyse des matières en suspension. Tous les échantillons d'eau étaient maintenus au frais jusqu'au retour au laboratoire.

Lors de ces mêmes échantillonnages, la température et l'oxygène dissous dans l'eau ont été mesurés à chacune des stations, à l'aide d'un oxymètre multifonction YSI (modèle 58) pour les ruisseaux et d'une multisonde YSI pour le lac.

2.4.3. Le débit des affluents et de l'effluent du lac

Les apports annuels en nutriments provenant du bassin-versant ont été estimés en multipliant le débit des ruisseaux par leur concentration de phosphore, d'azote ou de MES mesurés aux différents sites d'échantillonnage. Le débit s'obtient en définissant à un endroit donné une coupe transversale du ruisseau et en quantifiant le volume d'eau s'y écoulant par unité de temps (en m³s⁻¹). Nous avons déterminé le débit en multipliant la vitesse de l'eau par l'aire de la coupe transversale, aux cinq stations d'échantillonnage en ruisseau. Les ruisseaux du lac Bromont sont suffisamment petits pour mesurer l'aire de la coupe transversale à l'aide d'un ruban à mesurer (pour sa largeur) et d'un mètre gradué (pour sa profondeur). La vitesse de l'eau a été obtenue en utilisant deux méthodes, dépendant de la situation d'échantillonnage. Normalement, la vitesse de l'eau était mesurée à l'aide d'un courantomètre à hélices Flow Probe (modèle FP-201), à la moitié de la largeur du ruisseau, à 0.6 de sa profondeur centrale (Gore, 1996). Toutefois, cette technique d'échantillonnage n'a pu

être appliquée tout au long de l'année. Le niveau de certains ruisseaux est descendu plus bas que la hauteur de l'hélice pendant la période d'étiage, rendant la technique inadéquate. Aussi, nous avons eu quelques problèmes techniques lors des échantillonnages hivernaux. Lorsque ces événements sont survenus, nous avons utilisé la méthode avec flotteur (en anglais: « float method »), qui consiste à mesurer la vitesse d'une balle semi-remplie d'eau placée à la surface du ruisseau. La vitesse de l'eau de surface se convertit en vitesse moyenne de l'eau par un coefficient de conversion (0.85) (Buchanan et Somers, 1969; Gore, 1996). Les deux méthodes ont été calibrées et la méthode du flotteur n'induisait pas de différences statistiquement significatives dans les mesures de courant (t-test, $P=0.54$).

Pour estimer les quelques données manquantes, nous avons mis en relation le niveau d'eau des ruisseaux avec les données de profondeurs et débits des autres dates d'échantillonnage. Cette méthode est recommandée pour une évaluation rapide du débit d'un ruisseau lorsqu'une étude détaillée n'est pas possible et lorsqu'une relation mathématique a déjà été calculée pour le ruisseau en question. Cette relation (en anglais: « stage - streamflow relation ») est théoriquement logarithmique (Buchanan et Somers, 1969). Les données prises au R4 suivent cette relation logarithmique ($r^2 = 0.87$; $P=0.0001$). Trois débits ont été estimés à partir de cette relation, faute de données directement mesurées.

2.4.4. Échantillonnage de l'eau interstitielle des sédiments

Afin de quantifier la remobilisation du phosphore dans la colonne d'eau, des dialyseurs (*peepers*) ont été installés dans les sédiments en période d'anoxie des sédiments, selon la méthode décrite par Carignan (1984; voir aussi Hesslein, 1976). Ils permettent de mesurer le gradient de concentration de phosphore reactif soluble (PRS) dans l'eau interstitielle des 36 premiers centimètres de sédiments et de

calculer le flux de PRS allant des sédiments vers la colonne d'eau. Les dialyseurs utilisés sont en *plexiglas* et comportent 2 colonnes de 36 cellules ayant un volume de 4.8 cm^3 (format de la cellule: $0.6 \times 8 \times 1 \text{ cm}$, espacées verticalement de 0.4 cm).

L'eau interstitielle des sédiments du lac a été échantillonnée à deux reprises en période d'anoxie (12-08-07 et 18-09-07) dans la fosse du lac. Avant leur installation, ils ont été couverts d'une membrane filtrante ($0.2 \mu\text{m}$), remplis d'eau déionisée et désoxygénée avec de l'azote. Une équipe de plongeurs les ont placé à 33 cm dans les sédiments au centre du lac. Les dialyseurs ont été laissés s'équilibrer avec le milieu pendant 3 et 6 semaines. Les échantillons ont été analysés pour leur teneur en PRS.

2.4.5. Analyses chimiques

L'eau des ruisseaux et du lac a été analysée pour sa teneur en phosphore sous forme de PT et PTD selon une méthode de détection spectrophotométrique (890 nm) suite à la digestion au persulfate de potassium (adaptation de la méthode de US. EPA, 1984a).

Les échantillons d'azote ont été analysés avec un *OI Analytical Flow Solution IV* au laboratoire du GRIL, UQÀM, selon les procédures standards pour l'analyse segmentaire de l'écoulement (en anglais: « segmented flow analyse »; US. EPA, 1984b). L'azote a été mesuré sous forme NT, NTD et NO_x . La méthode employée réduit le NO_x avec du Cd-Cu et le fait réagir avec du sulfanilamide puis du N-(1-naphthyl) ethylenediamine dihydrochloride (détails en annexe 1). Les échantillons de NT et NTD ont été digérés au persulfate avant de suivre la méthodologie décrite précédemment. L'analyse colorimétrique a été effectuée à 540 nm.

Les échantillons d'eau interstitielle ont été analysés pour le phosphore réactif soluble (PRS). Cette eau a été préalablement « fixée » à l'acide sulfurique et n'a pas été digérée par le persulfate, comme l'a été fait pour PT et PTD de l'eau des ruisseaux et

du reste du lac. Autrement, la méthode correspond aux manipulations standards du laboratoire du GRIL, UQÀM (adaptation de la méthode de US. EPA, 1984a).

Pour déterminer les concentrations de matières en suspension (MES) dans l'eau, un échantillon d'eau provenant de chaque bouteille brune était filtré au laboratoire sur un filtre Whatman GF/F (porosité 0.7 μm), préalablement brûlé au four à 500°C puis pré-pesé. Les filtres ont par la suite été séchés au four à 40°C jusqu'à poids constant. Ce poids final, duquel on a soustrait le poids de départ du filtre, représente la concentration de matières en suspension en poids sec. Cette concentration a finalement été normalisée par le volume d'eau filtrée (en mg L^{-1}).

2.4.6. Calculs

Données météorologiques

Il n'existe pas de station météorologique qui entretient un registre avec des données continues à Bromont. Les stations de ce type les plus près sont celles de Granby, Farnham et Brome et les données archivées sont disponibles à Environnement Canada (2008). Puisque Bromont se situe à la confluence de ces trois stations météorologiques, nous estimons que les précipitations tombées sur le bassin versant du lac Bromont correspondent approximativement à la moyenne des précipitations mesurées à ces trois stations. Pour calculer le bilan hydrologique, le bilan des précipitations est calculé à partir des données météorologiques moyennes des stations Brome, Farnham et Gramby. L'évapo-transpiration est calculée à partir de données de la station de Sainte-Hyacinthe. La somme des précipitations des trois jours précédant l'échantillonnage est additionnée à celle du jour même pour l'analyse des variations temporelles.

Flux interne

La charge en différents nutriments d'un ruisseau résulte d'une multiplication entre les concentrations de nutriments mesurées du ruisseau, le débit mesuré et la période de temps représentée par l'échantillonnage (2 semaines ou 1 mois). Le résultat est finalement divisé par la superficie de territoire drainé par le ruisseau en question.

Le flux de PTD des sédiments est calculé à partir de la formule dérivée des travaux de Fick (repris dans Lewandowski *et al.*, 2002):

$$\text{Flux} = \frac{\varphi}{\Theta} \times Ds \times \left(\frac{C1 - C2}{dx} \right) \quad (4)$$

où φ est la porosité du sédiments,

Θ est la tortuosité,

Ds est le coefficient de diffusion, (en m^2s^{-1})

$(C1 - C2)/dx$ est la différence de concentration de PTD entre 2 profondeurs de sédiments.

Le coefficient de diffusion a été déterminé pour les 35 premiers centimètres de sédiments. Il a été calculé à partir des mesures théoriques de Li et Gregory (1974) ajustées à la température de l'eau du lac Bromont. La porosité a été calculée grâce aux données prises des sédiments du lac Bromont par Fortin (2002), à partir de l'équation (voir Lewandowski *et al.*, 2002):

$$\varphi = \frac{\rho_{ws} \times w}{\rho_{wat}} \quad (5)$$

où ρ_{wat} est la densité de l'eau à température du fond du lac (en g c^{-3}),

ρ_{ws} est la densité de sédiments frais (en g c^{-3}),

w est le contenu en eau (%).

La tortuosité est fonction de la porosité:

$$\Theta = \sqrt{1 - \ln(\phi^2)} \quad (6)$$

Exportation théorique de phosphore

Afin de comparer les résultats de cette présente étude et le modèle de Prairie et Parkes (comm. pers., GRIL, UQÀM), nous avons effectué les calculs d'exportation du phosphore selon les proportions de différentes utilisations du territoire. À partir de 21 lacs d'Eestrie représentant la gamme complètent d'eutrophisation des lacs de cette région, les auteurs ont calculé des coefficients d'exportation de PT en fonction de l'utilisation du territoire. Ces coefficients sont rapportés au tableau 2.3.

Tableau 2.3. Coefficients d'exportation de PT selon le modèle de Prairie et Parkes (comm. pers., GRIL, UQÀM)

Coefficients d'exportation de PT (kg an ⁻¹ km ⁻²)	
Forêt	4.8
Paturage (milieu non boisé)	51.8
Milieus humides	214

2.4.7. Analyses statistiques

Deux types d'analyses statistiques ont été effectuées sur les données de cette étude. D'abord, une analyse multivariée à mesures répétées (*repeated measure MANOVA*) a été fait sur les données de phosphore, d'azote et de MES réparties dans le temps pour étudier les différences de tendances entre les ruisseaux. La différence dans la charge de nutriments dans le temps entre les ruisseaux a été évaluée en utilisant l'epsilon univarié G-G, avec un rejet de l'hypothèse nulle à $P < 0.05$. Puis, une série d'analyses de variance ANOVA a été appliquée pour étudier les différences entre les ruisseaux à chaque date avec un rejet de l'hypothèse nulle à $P < 0.05$.

2.5. Résultats et discussion

Dans cette section, y sera d'abord présentée la concentration de nutriments des ruisseaux en comparaison avec les critères de référence du Gouvernement du Québec; ensuite, nous regarderons les bilans hydrologique, de phosphore et de MES; puis, finalement, nous étudierons les variations spatio-temporelles des charges des nutriments et MES dans le but de discuter des causes potentielles de certains des apports.

2.5.1. Données descriptives du milieu d'étude

Précipitations

L'année hydrologique 2007-08 fut une année légèrement plus humide que la moyenne annuelle recensée avec les données de 1971 à 2000 (Environnement Canada, 2008), avec 6% plus de précipitation que la moyenne annuelle recensée. Toutefois, les mois de mai et juillet ont été plus secs qu'à l'habituel, avec 18% moins de précipitations que la moyenne mensuelle recensée.

Tableau 2.4. Étendue des températures et contenu en oxygène dissous de l'eau des 4 affluents et de l'effluent du lac Bromont mesurés entre mars 2007 et mars 2008. Puisque les ruisseaux étaient échantillonnés à des moments différents de la journée, la température maximale est également présentée sous forme de différence entre la température de l'air et de l'eau pour permettre une comparaison entre les ruisseaux.

Station	Temp. min. de l'eau (°C)	Temp. max. de l'eau (°C)	Temp de l'air - temp. max. de l'eau (°C)	Oxygène dissous min. (mg/l)	Oxygène dissous max. (mg/l)
R1	-0.22	19.8	1.7	7.7	18
R2	-0.12	20.7	2.7	7.61	19.2
R3	-0.06	21	2.6	7.6	17.74
R4	-0.29	21.7	-3.4	9	16.8
R5	0.2	25.9	-2.5	6.35	16.22

Température et oxygène dissous des ruisseaux

Un suivi de la température et de l'oxygène dissous des ruisseaux à l'étude a été réalisé. L'étendue de ces données est présentée au tableau 2.4. L'eau des ruisseaux 4 et 5, lors de fortes chaleurs, étaient plus chaude que la température de l'air.

2.6.2. Concentration de nutriments et de matières en suspension des ruisseaux

Comparaison avec les critères de référence du MDDEP

Afin d'analyser si les concentrations de nutriments et de MES des affluents sont suffisantes pour générer des blooms de cyanobactéries au lac Bromont, nous les avons comparé aux critères de qualité de l'eau de surface du MDDEP (Gouv. du Québec, 2002b). Le tableau 2.5. présente l'étendue des concentrations de PT, NO_x et MES pour l'ensemble de la période d'étude, aux côtés de la moyenne maximale de référence reconnue par le MDDEP pour ces nutriments et du nombre de jours d'échantillonnage où la référence était dépassée. Ces trois critères concernent les affluents d'un lac dont le contexte environnemental n'est pas problématique et désignent le seuil au delà duquel il y a potentiellement perturbation de la vie aquatique et croissance excessive d'algues (Gouv. du Québec, 2002).

Tableau 2.5. Étendue des concentrations en PT, NO_x et MES des affluents du lac Bromont entre mars 2007 et mars 2008. Les critères de référence de MDDEP (Gouv. du Québec, 2002) pour ces mêmes paramètres ainsi que le nombre d'échantillonnage aux concentrations supérieures aux critères de référence sont aussi précisés.

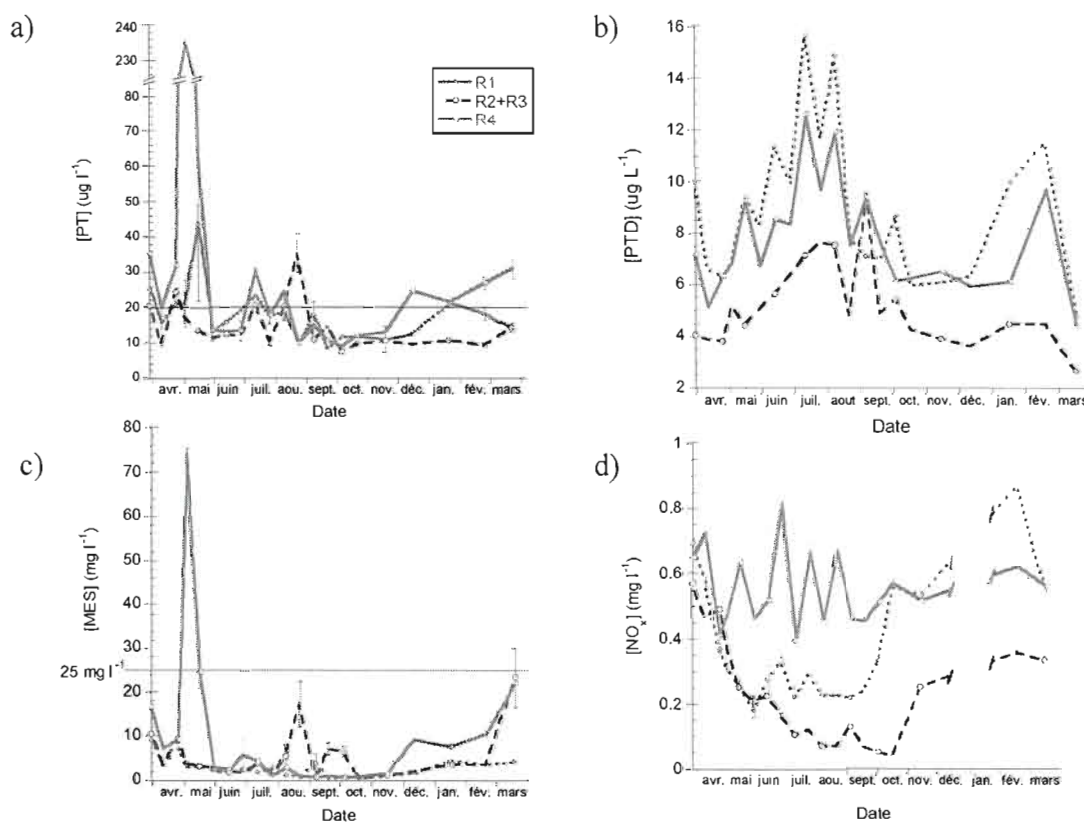
	[PT] ug L ⁻¹			[NO _x] en mg L ⁻¹			[MES] mg L ⁻¹		
	Conc. Min	Conc. Max	Jour au dessus de la référence	Conc. Min	Conc. Max	Jour au dessus de la référence	Conc. Min	Conc. Max	Jour au dessus de la référence
R1	8.22	43.61	6	0.18	0.87	0	0.44	9.08	0
R2+3	7.45	35.30	5	0.04	0.57	0	0.76	23.33	0
R4	8.90	235.39	10	0.40	0.82	0	0.78	74.10	1
Référence du MDDEP	20			40			25		

La figure 2.3. présente les concentrations moyennes de PT, NO_x et MES des ruisseaux dans le temps, permettant ainsi d'observer quand les critères de références sont dépassés. La concentration de PTD sera discutée dans une section ultérieure car le MDDEP n'a pas de critère de référence à son sujet. L'étendue des concentrations de PT nous permet, d'une part, de constater une grande différences entre les concentrations minimales et maximales recensées au cours de l'étude, particulièrement pour le R4. Des dépassements du critère de référence pour le PT sont observés dans chacun des ruisseaux; toutefois ces dépassements sont encore plus fréquents pour le R4, qui l'excède à dix reprises durant les échantillonnages.

Nous ne connaissons pas la concentration naturelle de PT des eaux des ruisseaux de Bromont; toutefois, nous pouvons comparer les résultats de notre étude avec des données disponibles dans la littérature. Smith *et associés* (2003) ont tenté d'établir des concentrations de PT de référence pour les différentes écorégions des États-Unis. Pour l'écorégion s'apparentant à l'Estrie, désignée « Glaciated Upper Midwest and North-East », les concentrations de référence se situent entre 10 et 20 µg/L de PT dans les ruisseaux. Dans cette même étude, ils se réfèrent aussi aux concentrations moyennes estimées par le US EPA (United States Environmental Protection Agency). Selon les données du US EPA, entre 1991 et 1995, la moyenne du premier quartile des concentrations de PT des ruisseaux de cette écorégion est de 10 µg/L (voir Smith *et al.*, 2003). En considérant cette dernière référence comme représentative de la concentration naturelle de PT des ruisseaux de Bromont, les concentrations maximales de PT dans les ruisseaux sont de 3 à 4 fois supérieures à la concentration naturelle pour les ruisseaux 1 et 2+3, et de 23.5 fois supérieure au R4 à certaines dates d'échantillonnage. Ainsi, les concentrations de PT mesurés dans les ruisseaux dépassent non seulement la référence du ministère mais aussi s'éloignent grandement de la concentration naturelle de PT pour cette région. Les teneurs en PT du R4 sont

donc suffisantes pour engendrer les blooms d'algues observés au lac Bromont en 2007, d'autant plus que ce ruisseau est la principale source d'eau du lac Bromont.

Figure 2.3. Concentrations a) de phosphore total, b) de phosphore total dissous, c) de matières en suspension et d) de nitrite-nitrate sur la période d'étude. Les barres représentent l'erreur standard. Les concentrations maximales référencées par le MDDEP sont indiquées par un trait pour le PT et les MES. La référence du MDDEP pour le nitrite-nitrate est trop élevée (40 mg l^{-1}) pour apparaître sur le graphique. Les données de nitrite-nitrate exclues les mois de décembre et janvier dû à une erreur technique. Il n'y a pas de critère de référence pour le PTD.



Les échantillons d'eau n'ont pas rapporté un dépassement du critère de référence pour le NO_x ; tandis que la concentration maximale de MES a été largement dépassée à une reprise durant l'étude dans le R4, le 2 mai 2007. À cette même date, le phosphore était de $235 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Voilà des indicateurs d'un événement important de pollution au

phosphore et MES; et nous tenterons de l'expliquer dans la section sur l'utilisation du territoire.

2.6.2. Bilan hydrologique

Le bilan des entrées et sorties d'eau recensées est présenté au tableau 2.6. Les entrées d'eau provenant du bassin versant et la sortie d'eau par la décharge ont été mesurées; l'équivalent de 6.74% de l'eau sortant du lac n'est pas mesuré dans les sources. Ce faible écart indique que nous avons considéré l'essentiel des sources d'eau entrant au lac; les sources additionnelles pouvant être l'écoulement direct vers le lac ou une source d'eau souterraine. L'écart peut également venir du fait que les mesures de débits des affluents et de l'effluent étaient prises dans un délai maximal de 6 heures, une ou deux fois par mois. Il existe un décalage temporel entre le débit de l'effluent et le débits des affluents au même moment, l'eau étant retenue par le lac.

Tableau 2.6. Le bilan hydrologique du lac Bromont de mars 2007 à mars 2008.

bilan hydrologique					
		unités	entrées	sorties	différence
bassin versant	R1	m³.an⁻¹	3703256		
	R2	m³.an⁻¹	3338961		
	R3	m³.an⁻¹	3416423		
	R4	m³.an⁻¹	27052979		
décharge	R5	m³.an⁻¹		40839759	
précipitations		m³.an⁻¹	584245		
évapo- transpiration		m³.an⁻¹		8150	
entrées - sorties		m³.an⁻¹	38095863	40847909	-2752046

2.6.3. Bilan des nutriments

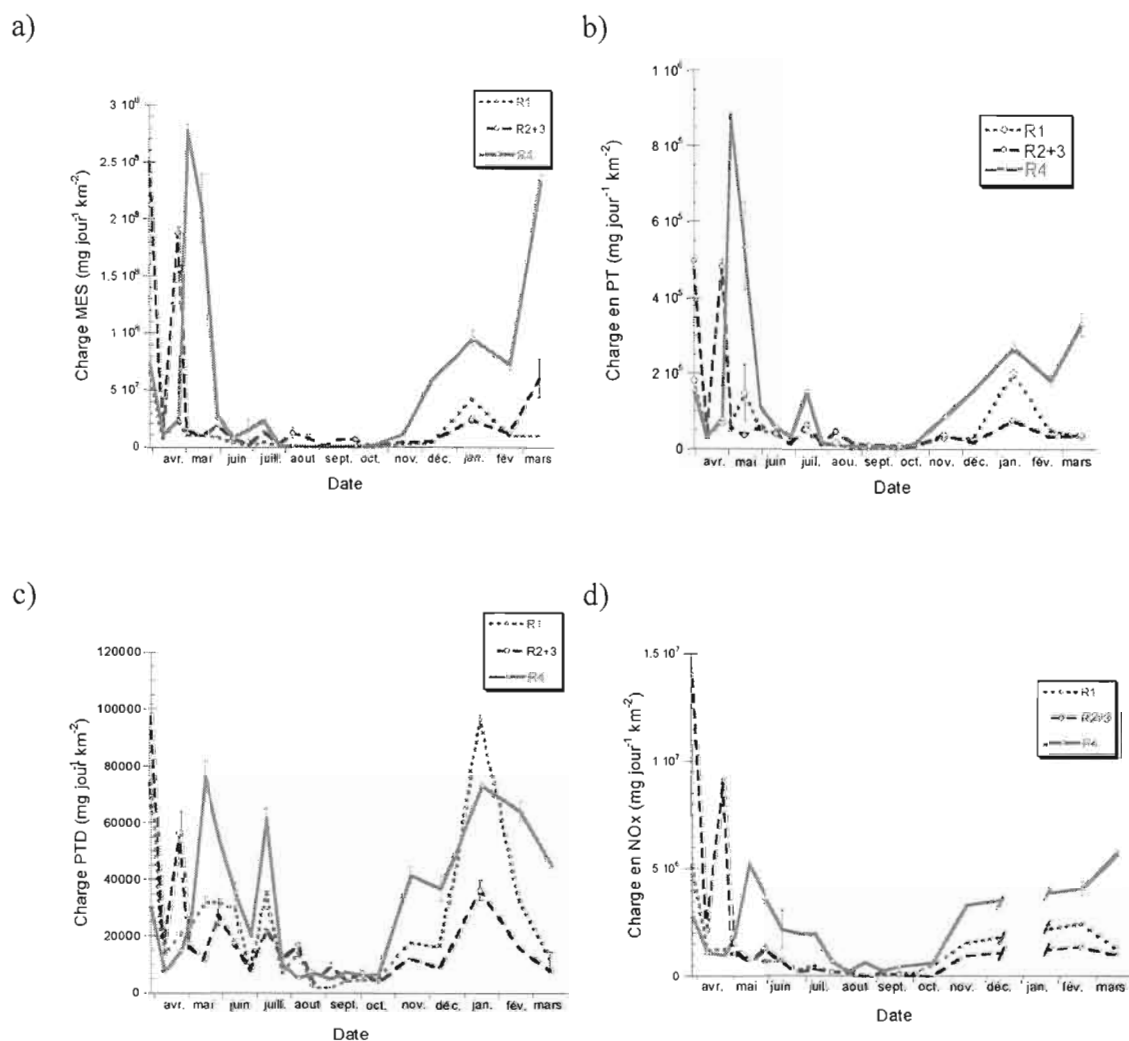
Charge de nutriments venant du bassin versant

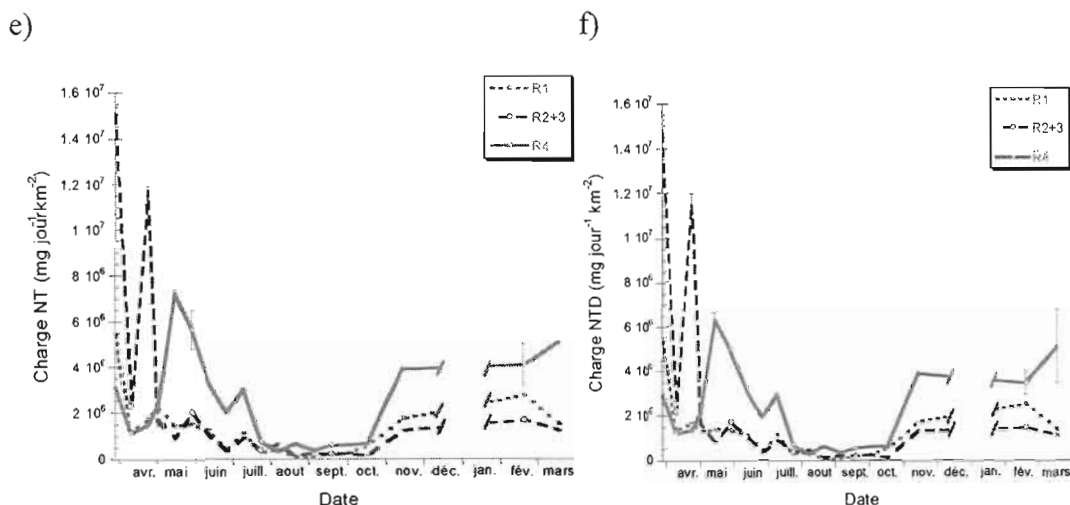
Les quantités de nutriments (en kg an^{-1}) provenant du bassin versant du lac Bromont mesurées sont présentées au tableau 2.7. Le R4 amène la plus grande quantité de phosphore, d'azote et de matières en suspension au lac Bromont. Toutefois, le R4 draine à lui seul 64% du bassin versant du lac. Malgré son importance, lorsque ces charges sont ramenées par km^2 de bassin versant drainé, ce ruisseau demeure le plus chargé en nutriments et en matières en suspension. Il amène l'équivalent de 56% du PT et 61% des MES (en $\text{kg an}^{-1} \text{ km}^{-2}$). Il est également la principale source de PTD et d'azote (sous forme de NT, NTD et NO_x ; en $\text{kg an}^{-1} \text{ km}^{-2}$). L'évolution dans le temps de ces charges est représentée aux figures 2.4. a) à f).

Tableau 2.7. Charges en phosphore total (PT), phosphore total dissous (PTD), azote total (NT), azote total dissous (NTD), nitrites-nitrates (NO_x) et matières en suspension (MES) des affluents et de la décharge.

Charges en nutriments des 4 affluents et de la décharge								
	R1		R2+R3		R4		Somme affluents	Décharge R5
	kg an^{-1}	$\text{kg an}^{-1} \text{ km}^2$	kg an^{-1}	$\text{kg an}^{-1} \text{ km}^2$	kg an^{-1}	$\text{kg an}^{-1} \text{ km}^2$	kg an^{-1}	kg an^{-1}
TP	71.0	19.6	99.2	22.1	832.1	52.4	1002.36	716.92
PTD	33.5	9.3	29.8	6.7	193.9	12.2	257.23	269.88
NT	2249.0	620.7	2925.6	650.9	16737.7	1053.4	21912.29	21018.40
NTD	2209.2	609.7	2763.2	614.8	15915.9	1001.7	20888.30	18917.90
NO_x	1988.5	548.8	2467.6	549.0	16308.5	1026.4	20764.62	14379.20
MES	13504.5	3689.8	39249.4	8820.1	299654.0	19508.7	352407.90	108996.00

Figure 2.4. Charge en $\text{mg jour}^{-1} \text{ km}^{-2}$: a) matières en suspension b) phosphore total c) phosphore total dissous d) nitrite-nitrate e) azote total f) azote total dissous entre le 29 mars 2007 et le 18 mars 2008. Les mesures de décembre 07 et janvier 08 pour l'azote sont exclus pour cause d'erreur de manipulation. Notez le changement d'échelle sur l'axe de la charge. Les barres représentent l'erreur standard.





Le bilan de phosphore du lac Bromont pour l'année hydrologique 2007-2008 est présenté au tableau 2.8 a). Ce bilan est positif; il montre donc que le lac Bromont est un puits de phosphore. Il faut préciser que l'eau de pluie n'a pas été analysée pour sa teneur en nutriments mais les précipitations directes constituent une petite portion de l'eau entrant au lac, soit 1.43%. Également, puisque le bilan hydrologique indique qu'une part de flux sortant d'eau n'est pas comptabilisée, une erreur potentielle existe sur les quantités de nutriments entrant au lac. Elles peuvent être sous estimées de 6.74%.

Néanmoins, ce bilan se compare bien à un modèle d'exportation de phosphore existant pour la région de l'Estrie (Prairie et Parkes, comm. pers. GRIL, UQÀM). Ces auteurs ont modélisé les entrées de phosphore selon l'utilisation du territoire, selon qu'il soit boisé, non boisé ou en milieu humide. Selon leurs coefficients d'exportation, il devrait venir du bassin versant du lac Bromont $1018.68 \text{ kg an}^{-1}$ de PT, ce qui ne diffère pas grandement du bilan de phosphore mesuré dans cette étude, soit $1002.36 \text{ kg an}^{-1}$ de PT. Ces calculs sont effectués en considérant que le bassin versant du lac Bromont compte 71 ha de milieu humide, 1066 ha de territoire non boisé et

1646 ha boisé (forêt et végétation arbustive).

Tableau 2.8. a) Bilan de phosphore total (PT) de mars 2007 à mars 2008. Ont été considérées: les entrées de PT provenant du bassin versant et des sédiments ainsi que la sortie de PT par la décharge. Les dépôts atmosphériques directs sur le lac n'ont pas été mesurés. b) Bilan de phosphore total dissous (PTD) pour la période anoxique de mi-juin à mi-octobre 2007. c) Bilan des matières en suspension (MES) pour la période de mars 2007 à mars 2008, en considérant les entrées par les affluents et la sortie par l'effluent. Le phosphore provenant des sédiments a uniquement été mesuré sous forme de PRS.

Bilan de phosphore total					
		unités	entrées	sorties	quantité retenue
a)	bassin versant	R1 kg an ⁻¹	71.05		
		R2 kg an ⁻¹	42.09		
		R3 kg an ⁻¹	57.10		
		R4 kg an ⁻¹	832.12		
	sous total b.v.	kg an ⁻¹	1002.36		
	effluent	R5 kg an ⁻¹		716.92	
	sédiments*	kg an ⁻¹	1.88		
	entrées - sorties	kg an ⁻¹	1004.24	716.92	287.32

Bilan de phosphore total dissous en période anoxique					
		unités	entrées	sorties	quantité retenue
b)	bassin versant	R1 kg an ⁻¹	5.44		
		R2 kg an ⁻¹	2.56		
		R3 kg an ⁻¹	3.87		
		R4 kg an ⁻¹	35.37		
	sous total b.v.	kg an ⁻¹	47.24	42.64	4.60
	sédiments	kg an ⁻¹	1.88		
	entrées - sorties	kg an ⁻¹	49.12	42.64	6.48

Bilan de matières en suspension (MES)					
		unités	entrées	sorties	quantité retenue
c)	bassin versant	R1 kg.an ⁻¹	13504.5		
		R2 kg.an ⁻¹	15819.0		
		R3 kg.an ⁻¹	23430.4		
		R4 kg.an ⁻¹	299654.0		
		R5 kg.an ⁻¹		108996.0	
	entrées - sorties	kg.an ⁻¹	352407.9	108996.0	243411.9

Charge en phosphore réactif soluble des sédiments

Les dialyseurs insérés dans les sédiments du lac ont mesuré une remobilisation de PRS pour les 2 périodes d'échantillonnage (fig. 2.5). Le flux de PRS des sédiments vers la colonne d'eau correspond à $35.1 \mu\text{g m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ en août et augmente à $145.8 \mu\text{g m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ en septembre. L'anoxie du fond du lac s'étend sur 121 jours, de la mi-juin à la mi-octobre (Pannard *et al.*, comm. pers., GRIL UQÀM). Lorsque ces flux sont étendus aux 121 jours d'anoxie et à la surface des sédiments en anoxie, on trouve alors que les sédiments apportent au lac 1.88 kg de PRS pour cette période (tab. 2.9a). Les paramètres ayant servi au calcul du flux sont présentés au tableau 2.9b. Nous n'avons pas de données pour la période où le fond de l'eau est oxygéné; cet échantillonnage est donc partiel mais il pointe vers l'existence d'une remobilisation de phosphore des sédiments (visible sur la figure 2.6).

Figure 2.5. Profils de concentration de phosphore réactif soluble (PRS) dans l'eau interstitielle des sédiments du lac Bromont en $\mu\text{g L}^{-1}$ le 12 août 2007 et le 18 sept. 2007.

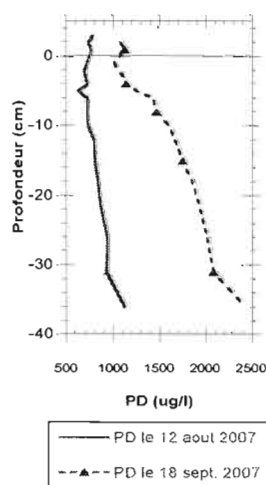


Tableau 2.9. a) Les flux de phosphore réactif soluble (PRS), pour la période anoxique de 2007, entre juin et la mi-octobre. Le flux de phosphore en période non anoxique n'a pas été mesuré et est exclu du bilan de phosphore dans cette étude. b) Les paramètres ayant servis aux calculs de flux de phosphore des sédiments. La porosité est calculée à partir de la caractérisation des sédiments de Bromont effectuée par Fortin (2002).

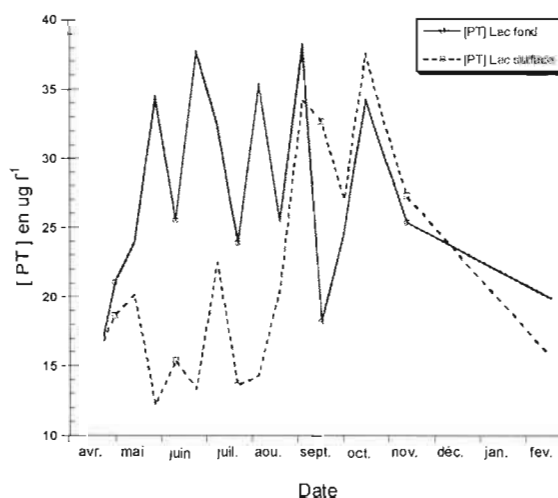
a)

période	nbr de jour par période	surface anoxique en m ²	flux PTD en ug m ⁻² d ⁻¹	flux PTD en kg pour le lac par période
mi-oct à mi-juin	244		ND*	ND*
mi-juin à fin août	77	135185.49	-35.1	-0.4
fin août à mi-oct	44	236124.9	-145.8	-1.5
total				-1.88

b)

	phosphore		fer	manganèse
	peeper série 1	peeper série 2		
dates de collecte	12/08/2007	18/09/2007	18/09/2007	18/09/2007
φ		0.83	0.83	0.83
O		1.17	1.17	1.17
D cm ² sec ⁻¹		6.67	5.67	5.43
C1 μg l ⁻¹		796.20	48.15	5.73
C2 μg l ⁻¹		1130.25	51.35	6.37
dx		39	6	5
flux μg m ⁻² jour ⁻¹		-35.1	-1.9	-0.4

Figure 2.6. La concentration de phosphore total ([PT]) dans le lac Bromont à 2.5 m de la surface et 1 m du fond entre avril 2007 et février 2008



Le flux de PRS mesuré lors de cette étude est supérieur aux flux de PTD recensés en 1992 au lac Bromont ($-10 \mu\text{g m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$; De Montigny, 1996). Mais, en comparaison aux flux de phosphore recensés dans quelques autres lacs du Québec (Lac Magog: $1570 \mu\text{g m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$; Lac Croche: $140 \mu\text{g m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$; De Montigny, 1996), ceux du lac Bromont restent faibles. Cette remobilisation prend toutefois davantage d'ampleur s'il est mis en comparaison avec les autres sources de phosphore du lac, pour la même période de temps. En effet, puisque les eaux du lac Bromont se stratifient thermiquement une partie de l'année, le phosphore provenant des sédiments demeure, durant cette période, principalement dans l'hypolimnion. L'eau venant des ruisseaux renouvelle, quant à elle, essentiellement la couche épilimnétique du lac. Cette différence entre l'épilimnion et l'hypolimnion est visible sur la figure 2.6. On voit aussi que l'hypolimnion est beaucoup plus chargé en phosphore entre la fin avril et la fin août, suggérant une remobilisation de phosphore des sédiments plus grande que celui détecté par les dialyseurs. Cet élément d'analyse est intéressant considérant que les cyanobactéries se développent principalement dans l'hypolimnion (Barbiero et Welch, 1992).

Pour étudier l'importance relative de la remobilisation de phosphore des sédiments, il devient alors intéressant de dresser le bilan de phosphore du lac selon ces couches thermiques estivales (Soranno *et al.*, 1997). Suivant cette considération, le bilan de PTD en période anoxique (de la mi-juin à la mi-octobre) a été calculé (tab. 2.8.b); il présente un surplus de 4.60 kg de PTD en eau épilimnétique et les sédiments apportent 1.88 kg de PRS à l'hypolimnion pour cette même période. Cette remobilisation amène donc au lac l'équivalent de 29 % du 6.48 kg an^{-1} de PTD retenue dans le lac pour cette période, ce qui n'est pas négligeable.

À l'échelle du lac entier, le bassin versant demeure tout de même la principale source de PTD pour cette période. Les sédiments peuvent toutefois être une source

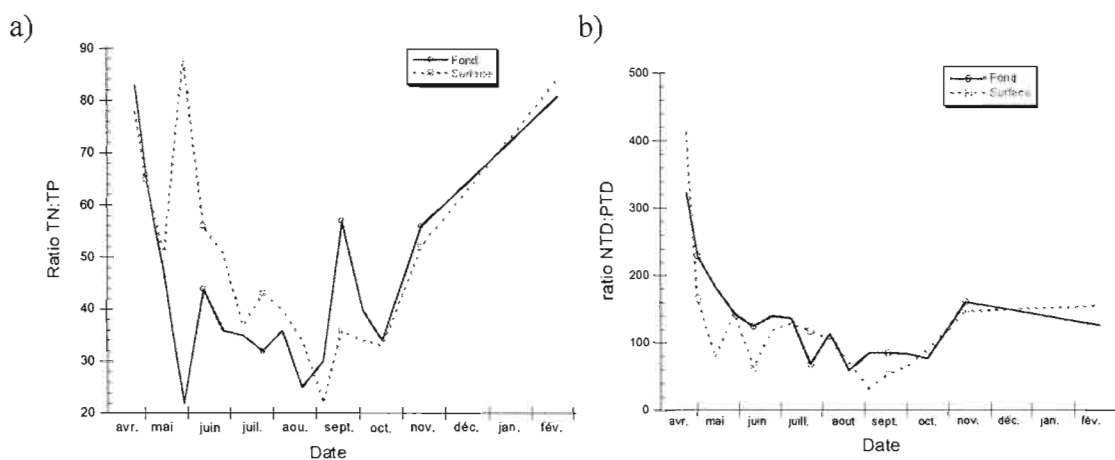
importante de phosphore disponible pour les algues (Bostrom *et al.*, 1988); et ils le libèrent à un emplacement profitant davantage à la croissance et au recrutement des cyanobactéries (Barbiero et Welch, 1992). Effectivement, de la mi-août à la mi-octobre, la zone anoxique du lac Bromont remontait jusqu'à 5 m de la surface et couvrait alors une partie des sédiments à la limite de la zone photique, lieu où les cyanobactéries sont davantage compétitives.

La thermocline n'est toutefois pas complètement hermétique au passage des nutriments. Dépendant de la morphométrie du lac, les tempêtes peuvent mélanger les eaux de surface aux eaux profondes; une part des nutriments de l'hypolimnion peut rejoindre les eaux de surface également lorsque les gradients de nutriments sont particulièrement élevés (Soranno *et al.*, 1997). À quelques reprises durant l'été 2007, Pannard *et associés* (comm. pers., GRIL, UQÀM) a recensé au lac Bromont un mélange des eaux suite à de fortes pluies et des bourrasques de vent. Il en a résulté une remontée du phosphore de l'hypolimnion à partir de septembre (visible sur la fig 2.6.). On voit d'ailleurs sur la figure 2.7 l'évolution du ratio NT:PT dans les eaux de surface et de fond. Au printemps, le ratio est le même dans toute la colonne d'eau; la dénitrification abaisse le ratio NT:PT dans l'hypolimnion en fin mai; tandis que le ratio est plus élevé dans les eaux épilimnétiques. Il diminue pendant l'été, consommé par les algues. Puis, la tendance s'inverse en août, suite à une tempête qui brassée la couche métalimnétique du lac. À ce moment, le phosphore de l'hypolimnion est passé aux eaux de surface (fig. 2.6) et les algues ont inoculé l'épilimnion. En effet, es algues et les cyanobactéries, s'étant jusqu'alors concentrées à une profondeur de 5 mètres afin de profiter des nutriments du fond tout en s'exposant à la lumière, sont brièvement remontées à la surface suite à ce passage du phosphore dans l'épilimnion (Pannard *et al.*, comm. pers., GRIL UQÀM).

Ces tendances sont toutefois plus difficiles à observer en regardant les données de

DN:DP (fig 2.7b). On y voit tout de même la remontée de phosphore du fond vers la surface de l'eau en septembre. Ce ratio nous illustre aussi que le phosphore est l'élément hautement limitant à l'échelle des formes biodisponibles pour les algues.

Figure 2.7. Le ratio molaire entre a) azote total et le phosphore total (TN:TP) et entre b) azote total dissous et le phosphore total dissous (NTD:PTD) dans le lac Bromont à 2.5 m de la surface et 1 m du fond entre avril 2007 et février 2008



Bilan de matières en suspensions

Dans les affluents du lac Bromont, la concentration en phosphore total est fortement corrélée ($r^2=0.72$; $P=0.0001$) avec la concentration en matières en suspension. Le bilan de matières en suspension est donc présenté au tableau 2.8c), afin de le mettre en relation avec le bilan de phosphore total (tab. 2.8a). On y voit la répartition des apports en MES entre les différents affluents. Également, remarquons que les MES entrant au lac ne transitent pas à la manière du phosphore. Au contraire, plus du deux tiers des MES restent dans le lac et ses sédiments.

2.6.4. Variation temporelle du phosphore

Les charges des différents nutriments et des MES sont réparties irrégulièrement dans le temps et les ruisseaux ne suivent pas tous la même tendance. Les figures 2.4 a) à f)

présentent les charges de phosphore (sous forme de PT et PTD), d'azote (sous forme de NO_x , NT et NTD) et de matières en suspension. Les résultats d'azote pour les mois de décembre et janvier sont exclus de l'analyse pour cause d'erreurs de manipulation. Selon une analyse multivariée avec mesures répétées, la variation dans temps de la charge de PT du R4 est significativement différente de celle des R1 et R2+3 ($P=0.02$). Une telle différence n'existe pas entre les charges de PT des R1 et R2+3 ($P=0.08$). En regardant toutefois les charges de PT des différents ruisseaux à chacun des échantillonnages, les R2+3 et R4 se démarquent particulièrement. Lors de 11 échantillonnages, le R4 est significativement le plus chargé en PT (en $\text{mg sec}^{-1} \text{ km}^{-2}$; t test, $P < 0.05$); à 5 reprises, c'est le R2+3; puis, à 2 reprises, le R2+3 et R4 étaient conjointement les plus chargés en PT. Ainsi, le bilan de phosphore nous permet de voir que le R4 est le plus chargé en phosphore des ruisseaux, ce qui infirme notre hypothèse initiale voulant que le plus chargé soit le R2+3. Toutefois, il faut souligner que les charges de phosphore venant du bassin versant R2+3 sont très élevées lorsque s'enclenche la fonte des neiges, puisqu'il supporte une plus grande quantité de neige par km^2 . Également, cette étude nous indique que la remobilisation de phosphore des sédiments existe en période anoxique mais cette source est inférieure aux entrées de phosphore par le bassin versant. Malgré cela, la remobilisation de phosphore des sédiments est l'apport principal à l'hypolimnion et a favorisé le développement de cyanobactéries à l'interface eau-sédiments.

Une étude spatio-temporelle des mesures de phosphore a été effectuée afin de dégager certaines tendances et pour mieux les relier à l'utilisation du territoire.

2.6.5. Sources plausibles de phosphore au lac Bromont

Augmentation du PT dans les ruisseaux en lien avec les événements météorologiques

Certaines augmentations de la concentration en PT dans les ruisseaux coïncident avec des événements météorologiques, tels que la fonte des neiges ou des épisodes de fortes pluies. Il est reconnu que le dégel et les pluies accélèrent le processus d'érosion du sol et le lessivage du phosphore vers les cours d'eau et lacs (Soranno *et al.*, 1997). Rappelons la force de la corrélation entre les concentrations de PT et de MES des affluents du lac Bromont ($r^2=0.72$, $p=0.0001$), suggérant qu'une part importante du phosphore entre dans les cours d'eau par un processus d'érosion.

- **Lors de la fonte des neiges**

Les échantillonnages du 29 mars 2007, 24 avril 2007, 16 janvier 2008, 18 février 2008 concordent avec un dégel (Environnement Canada, 2008), résultant dans l'augmentation du débit des ruisseaux (fig. 2.8). Pendant cette période, le débit d'eau n'augmente pas uniformément dans les affluents et leur teneur en phosphore n'est pas la même (fig 2.4a; fig 2.8). En examinant le lien entre le débit et la teneur en MES dans les affluents du lac Bromont, nous notons l'existence d'une corrélation entre les deux paramètres pendant l'année d'étude. Pour faire ressortir cette corrélation, quelques résultats « aberrants » (en anglais: « outlier ») ont été exclus des analyses (tab. 2.10). Le caractère exceptionnel de ces valeurs sera discuté plus loin. Le lien entre la teneur en PT et le débit du ruisseau est cependant moins clair.

Sur la période à l'étude, la plus forte corrélation entre le débit et les MES et PT concerne le R2+3. Les descripteurs de la relation sont présentés au tableau 2.8. On y voit que la concentration de MES est fortement corrélée au débit du ruisseau, en excluant deux valeurs aberrantes : le 21 août 2007 et le 18 mars 2008 (tab. 2.10).

Lors de ces deux échantillonnages, d'importants apports en MES ont été mesurés dans le R2+3 sans que les débits ne soient forts (le 21 août: 17.3 mg L^{-1} ; 18 mars: 23.3 mg L^{-1}). Une corrélation un peu moins forte existe entre le débit du ruisseau R2+3 et la teneur en PT des eaux ($r^2=0.36$, $P=0.005$), excluant la valeur aberrante de PT du 21 août 2007. On ne retrouve pas de corrélation entre le débit et la concentration de PT chez les autres ruisseaux, d'autres événements semblant influencer la teneur en PT davantage que les variations de débit.

Figure 2.8. Débits (en $\text{m}^3 \text{ jour}^{-1} \text{ km}^{-2}$) des affluents du lac Bromont entre mars 2007 et mars 2008.

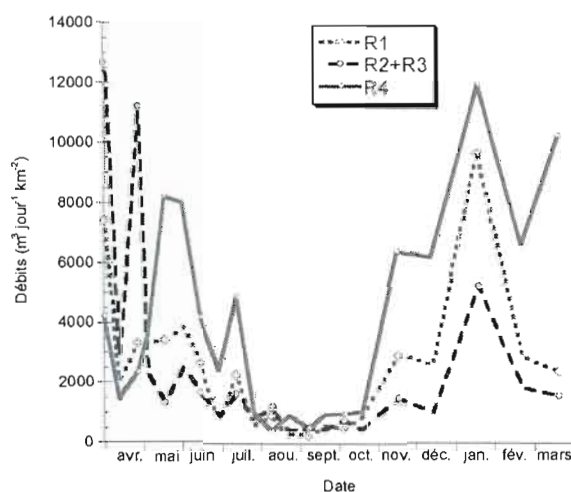


Figure 2.9. Sommes des précipitations (en mm) des trois jours précédant l'échantillonnage et du jour même entre mars 2007 et mars 2008.

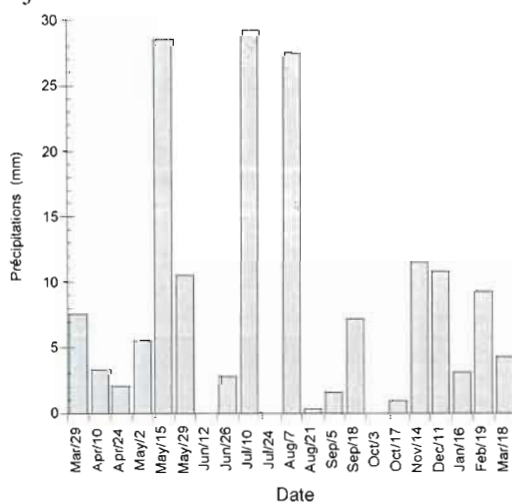


Figure 2.10. Concentration de a) phosphore total (PT; en $\mu\text{g/L}$), b) phosphore total dissous (PTD; en $\mu\text{g/L}$) et c) du nitrite-nitrate (NO_x ; en mg/L) dans les affluents du lac Bromont entre mars 2007 et mars 2008. Les barres représentent l'erreur standard. 20 $\mu\text{g/L}$ de PT correspond à la référence du MDDEP pour la protection de la vie aquatique concernant les rejets de PT ponctuels (Gouv. du Québec, 2002)

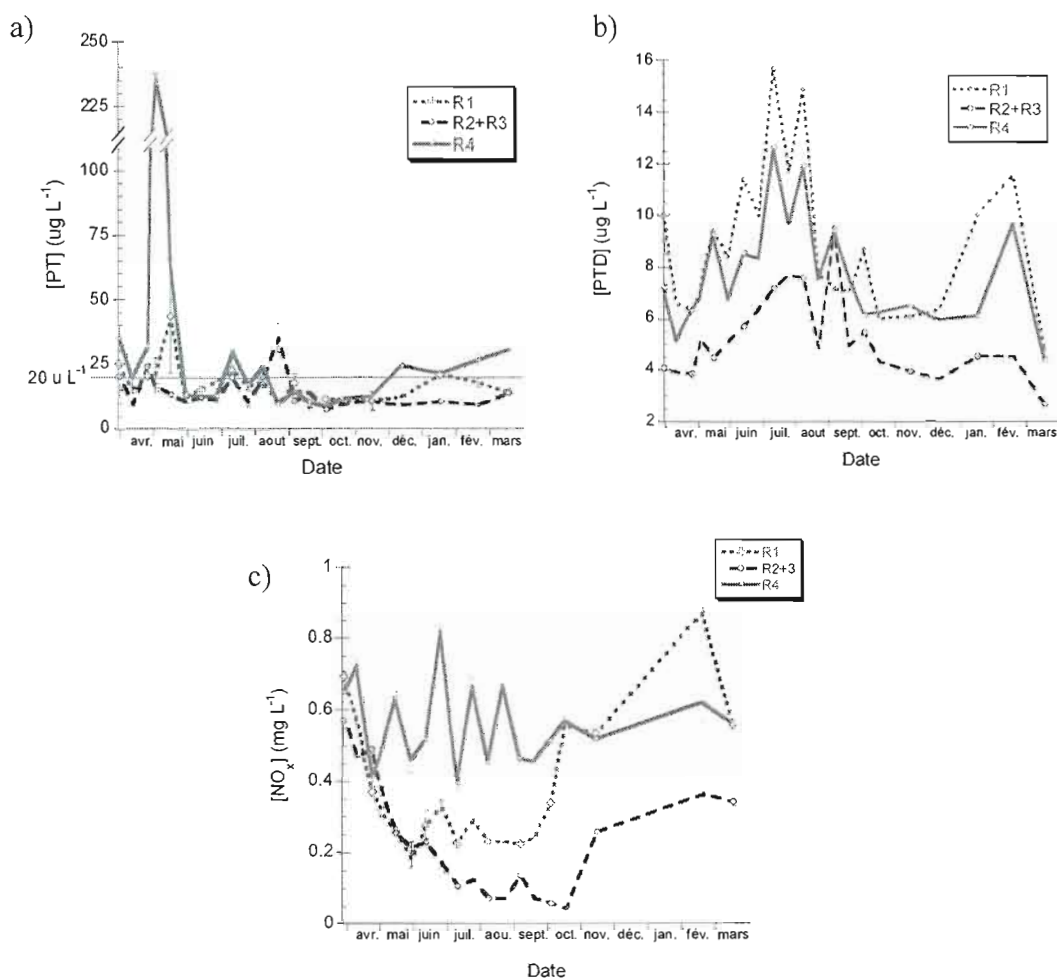


Tableau 2.10. Corrélations entre les pluies et le débit des affluents du lac Bromont avec les teneurs respectives en MES et PT. Y sont présentés le r^2 , la probabilité P de l'hypothèse nulle et les échantillonnages aux valeurs aberrantes qui ont été exclus de l'analyse (courbe de confiance à 95%). Les corrélations sont considérées non significatives (NS) lorsque $P > 0.05$.

Corrélation		R1			R2+3			R4		
		r^2	P	exclus	r^2	P	exclus	r^2	P	exclus
Débit avec:	MES	0.41	0.002	24/04/07	0.55	0.0002	21/08/07 18/03/08	0.36	0.005	2/05/07
	PT	NS			0.36	0.005	21/08/07	NS		
MES avec:	PT	0.5	0.0005	15/05/07	0.33	0.006		0.94	0.0001	
Pluie avec:	PT	0.39	0		0.57	0.003	21/08/07	0.54	0.004	2/05/07
	MES	NS			NS			0.35	0.03	2/05/07

Ainsi, le R2+3 se distingue par la force de la corrélation entre son débit et les teneurs en MES et PT. Remarquons que le débit du R2+3 est particulièrement élevé lors du dégel printanier de 2007 (fig. 2.8). Cela s'explique du fait qu'il y a eu davantage de neige sur ce bassin versant en 2007 car la station de ski a produit de la neige artificielle avec de l'eau provenant d'ailleurs (RAPPEL, 2008). Cet apport additionnel d'eau peut amplifier le processus d'érosion du sol en période de dégel et entraîner une augmentation de la charge de MES et PT entrant au lac Bromont (tab. 2.8), tel qu'il a été recensé ailleurs (voir Soranno *et al.*, 1996).

Il est aussi possible que le débit des autres ruisseaux soit moins élevé car leur bassin versant n'ont pas réagit avec la même vitesse au dégel printanier. Selon les données d'Environnement Canada (2008), le dégel de la région avait commencé une semaine avant le début de notre étude. Considérant que le bassin versant du R4 est proportionnellement moins boisé que les deux autres (tab 2.2), il se peut que le couvert de neige sur ce territoire ait davantage fondu avant le premier échantillonnage. Cela pourrait expliquer la faiblesse relative du débit du R4 en mars

2007. De ce fait, on voit une plus grande augmentation du débit de R4 suite aux périodes de dégel en janvier et février 2008, comparativement aux débits R1 et R2+3. Mais, il faut aussi considérer que la région de Bromont a reçu d'importantes accumulations de neiges au cours de l'hiver 2008 (Environnement Canada, 2008), signifiant que moins de neige artificielle a été ajoutée sur les pistes de ski, contrairement à l'hiver 2007.

• Lors de fortes pluies

Pour la période de mai à novembre, période où il n'y a plus de couvert de neige, les concentrations en PT des affluents sont positivement corrélées aux précipitations des trois jours précédant l'échantillonnage. Ces relations ne sont pas étonnantes puisque de fortes précipitations peuvent accélérer l'érosion et entraîner un lessivage du phosphore du sol (Prepas *et al.*, 2001). Le PT du R1 est positivement corrélé aux précipitations avec un r^2 de 0.39 ($P=0.02$). Ce genre de corrélation n'existe toutefois aux R2+3 et R4 que si l'on exclut certaines données aberrantes : celui du 2 mai pour le R4 (alors $r^2=0.57$, $P=0.003$) et celui du 21 août pour le R2+3 (alors $r^2=0.54$, $P=0.004$).

La situation est différente pour les MES. Elles ne sont corrélées aux pluies que dans le cas du ruisseau R4 ($r^2=0.35$, $P=0.03$) et ce, en excluant les données aberrantes du 2 mai 2007. Même si, sur l'ensemble des données de l'étude, une très forte corrélation existe entre les MES et le PT, la force de cette corrélation change entre les ruisseaux. La plus forte corrélation MES – PT est au R4 avec un r^2 de 0.94 ($P=0.0001$; tab 2.10), signifiant que l'érosion joue un rôle prépondérant dans l'apport de PT à ce ruisseau. Le PT entre dans les autres ruisseaux possiblement davantage par lessivage.

En étudiant les concentrations de PT lors des périodes de grande pluie (le 15 mai, le 10 juillet et le 7 août; fig. 2.9 et 2.10a), on voit toutefois qu'elles n'y répondent pas de

la même façon selon les dates et les ruisseaux. La grande pluie de la mi-mai correspond à une nette augmentation des concentrations de PT dans les R1 et R4; tandis qu'au R2+3, la concentration de PT n'augmente pas. Cette inégalité dans la réponse des concentrations de PT aux précipitations suggère l'influence d'autres facteurs.

De même, il existe de plus fortes concentrations de PT dans les R2+3 et R4 à certains moments en dehors des épisodes de dégel et de grande pluie: le 2 mai pour R4; le 21 août pour R2+3. Ces épisodes dissonants indiquent également l'existence d'autres facteurs impactant sur l'exportation de phosphore du bassin versant vers le lac Bromont.

L'augmentation de la charge en PT et l'utilisation du territoire

La présente étude a mesuré une variation temporelle du PT qui ne peuvent s'expliquer par les événements météorologiques et nous explorons, dans cette section, le lien entre les apports de PT et quelques utilisations du territoire susceptibles d'en être la cause. Comme il a été mentionné précédemment, la concentration de PT dans les affluents est fortement corrélée à la concentration de MES; or, les sources potentielles de MES sur le bassin versant du lac Bromont ont été compilées au cours de l'été 2007 par le RAPPEL (2008). Ce rapport pointe vers plusieurs utilisations du territoire problématiques, pouvant expliquer quelques unes des charges élevées de phosphore mesurées dans le cadre de notre étude. Dans cette section, nos données seront analysées à la lumière des utilisations locales.

• Vidange des lacs artificiel

Des activités humaines peuvent être à la source de l'augmentation ponctuelle du débit, ce qui peut ensuite avoir une incidence sur les MES et le PT. Il existe de nombreux petits étangs artificiels privés sur les 4 affluents du lac et leur niveau d'eau

est contrôlé par des retenues (RAPPEL, 2008). Il est possible que l'accroissement du débit des ruisseaux lors de certains échantillonnages soit attribuable à une manipulation de ces petits barrages. En effet, quelques propriétaires des étangs artificiels les drainent occasionnellement (Joncas, ACBVLB, communication personnelle). Certains de ces étangs ont par ailleurs des problèmes potentiels d'eutrophisation (RAPPEL, 2008) et leurs eaux peuvent être une importante source de phosphore (tel que dans Richardson *et al.*, 1997).

- **Déforestation sur le bassin versant de la Coulée du rocher et du ruisseau des Cervidés (R2+3)**

L'eau des fossés drainant les territoires déboisés servant de pistes de ski est chargée de sédiments. Le RAPPEL (2008) a notamment recensé nombreux endroits où la problématique d'érosion est sévère et a qualifié l'eau s'y écoulant de « *très chocolatée* » et « *plutôt brune* ». Toutefois, cette charge de sédiments et de phosphore ne se manifeste probablement pas dans les données de cette étude car l'eau provenant des pistes de ski passe par plusieurs des étangs artificiels avant de se jeter dans le lac Bromont.

Ces étangs servent de bassins de sédimentation. Effectivement, l'eau du R2 est nettement plus turbide avant de passer par ces bassins qu'à l'embouchure du lac Bromont (Beisner et Planas, comm. pers., GRIL UQAM). Toutefois, comme les lacs, les étangs agissent comme un filtre en accumulant le phosphore jusqu'à un certain seuil. À son franchissement, les étangs deviennent une source de phosphore. Il faut s'attendre à ce que d'importants apports de phosphore venant de l'amont ne soient pas continuellement retenus par ces étangs artificiels. Par ailleurs, les étangs se remplissent de sédiments et leurs propriétaires les vidangent occasionnellement (Joncas, ACBVLB, communication personnelle), créant une décharge ponctuelle de MES qui n'a vraisemblablement pas pu être mesurée durant cette étude.

Notons que la déforestation du bassin versant du lac Bromont n'est pas uniquement attribuable à la création et l'entretien de pistes de ski. À titre indicatif, les bordures des cours d'eau et des lacs artificiels sont dépourvues de bandes riveraines adéquates à de nombreux endroits (RAPPEL, 2008). Des propriétaires terriens sur chacun des sous bassins versants entretiennent également de grandes aires gazonnées. Sans compter qu'une importante portion de territoire (29%) est déforestée et est consacrée à l'agriculture.

• **Agriculture sur le bassin versant du ruisseau Wright (R4)**

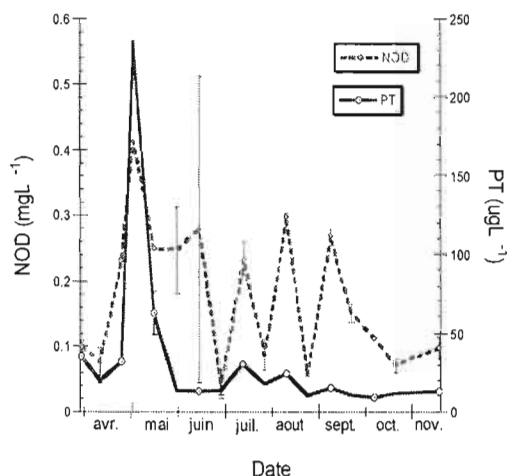
Sur l'ensemble du territoire à l'étude, le RAPPEL (2008) a recensé des pratiques agricoles pouvant accélérer l'érosion du sol et accroître la quantité de nutriments s'écoulant vers les cours d'eau. Mais, la problématique est nettement plus sévère sur le bassin versant du R4. Ils ont essentiellement noté des lieux d'accès du bétail au cours d'eau, l'érosion de terres agricoles, l'entreposage de fumiers en bordure des cours d'eau et l'absence de bandes riveraines à certains endroits le long des cours d'eau et autour des étangs (RAPPEL, 2008).

Épandage

La présente étude montre un R4 particulièrement chargé en nutriments et MES. Ces apports entrent au lac principalement au printemps (surtout en mai), en automne, et durant les périodes de dégel (fig. 2.4), ce qui correspond aux périodes où il y a davantage de ruissellement (voir fig. 2.8). Remarquons que le printemps et le début de l'automne sont des périodes propices à l'épandage de fumier et de lisier (UPA - Centre du Québec, 2008). Il est possible que les fortes concentrations de phosphore au printemps du R4 soient attribuables au lessivage d'engrais de ferme. La culture du maïs est d'ailleurs pratiquée sur le bassin versant du R4 (RAPPEL, 2008) et cette culture est, en général, abondamment fertilisée (OCDE, 2005) au printemps (UPA –

Centre du Québec, 2008).

Figure 2.11. Concentration d'azote organique dissous (NOD; en mg/L) et de phosphore total (PT; en µg/L) du R4 entre avril et novembre 2007.



Toutefois, s'il y avait eu lessivage de nutriments suite à un épandage, le PTD aurait augmenté davantage car il représente la fraction du phosphore lessivable. Or, le R4 n'a pas connu une telle augmentation de PTD au printemps 2007. De plus, en examinant le comportement de l'azote organique dissous (NOD)⁹ au R4 (fig. 2.11), nous voyons que l'épandage n'est plausiblement pas la cause des apports printaniers de PT. Une forte proportion des engrais épandus au Québec est à base d'urée, une forme d'NOD (Statistique Canada, 2004). Or, une analyse multivariée à mesure répétées montre que les apports de NOD et de PT ne suivent pas la même tendance dans le temps ($P=0.0707$)¹⁰ et ce, même en ignorant les montées de phosphore en mai ($P=0.0599$)¹¹. Les concentrations de PT ne suivent donc pas celles de NOD, signifiant que les événements contrôlant les apports d'NOD et de PT sont fort probablement différents.

⁹ $NOD = NT - NO_x$

¹⁰ avec epsilon G-G; sinon, $P < 0.0001$ avec epsilon non ajusté

¹¹ *ibid*

Labour

Autrement, les fortes concentrations de MES et PT observées au R4 en mai pourrait être induite suite au labourage de terres et à l'érosion de sols nouvellement mis à nu. Le labourage est aussi pratiqué au printemps et à l'automne.

PT du 2 mai au R4

Précisons que l'épisode du 2 mai s'explique difficilement par un lessivage de nutriments suite à un épandage puisque le PTD et le NO_x n'ont pas augmenté à cette date. L'événement à l'origine de cette augmentation du PT dans l'eau a généré des sédiments et du phosphore, ce qui n'est pas propre à un épandage agricole lessivé. D'autres activités agricoles auraient par contre pu induire la charge de PT recensée le 2 mai 07: l'érosion suite à un labour ou le piétinement des sédiments du cours d'eau par le bétail par exemple. Mais, notre étude ne nous permet pas d'en identifier la cause exacte, ni de lier cette augmentation du PT et des MES spécifiquement à l'agriculture.

Il faut toutefois constater que la concentration de NO_x (fig. 2.10c) est la plus élevée dans le R4 de mai à septembre. L'agriculture pourrait être une source de ces plus hauts taux de NO_x dans le R4. Et les activités agricoles rapportées problématiques (accès du bétails, lessivage de tas de fumier, etc...) seraient suffisantes pour expliquer de telles concentrations de NO_x . D'importantes concentrations d'azote entraînent également une dégradation de la qualité de l'eau en aval. Toutefois, la concentration de nitrates dans l'eau des ruisseaux de Bromont est très faible comparativement aux seuils de pollution pour cet élément (tab. 2.5; Gouv. du Québec, 2002).

- **Projets de construction sur le bassin versant du ruisseau Wright (R4)**

Sur ce bassin versant, d'importantes portions de terres ont été mises à nu au cours de l'été 2007 lors de travaux d'excavation et de réalisation de chemins; des talus de terres montraient aussi des signes de ravinement profond qui se déversaient directement dans un cours d'eau (RAPPEL, 2008). De tels travaux peuvent entraîner l'exportation des sédiments et expliquer une part de la charge importante de MES et de PT dans le R4. Harbor (1999) rappelle que, lors de travaux de construction, le potentiel d'érosion d'un site augmente de 2 à 40 000 fois. Par ailleurs, l'apport de MES et de PT du 2 mai ne correspond pas à une pluie, ni à une augmentation du débit. Possiblement, des sédiments seraient entrés par un déversement dans un ruisseau ou une excavation à même le ruisseau.

- **Routes, ponceaux, passage à gué**

Sur l'ensemble du territoire, il semble y avoir une problématique d'érosion des sols liée à l'entretien des routes, des ponceaux et des passages à gué (RAPPEL, 2008). Il est connu que ces infrastructures peuvent exporter des sédiments et du phosphore, dépendant de leur construction et entretien (Gagné, 2008; Harbor, 1999). Ces sources potentielles ne peuvent être mises en cause dans cette étude car il n'est pas possible de les résumer spatio-temporellement et de les comparer aux données. Mais, compte tenu du lien étroit entre les concentrations de MES et de PT, une telle explication n'est pas à négliger. Le creusage des fossés auraient pu apporter des quantités importantes de sédiments et de phosphore, sans même qu'une pluie augmente le débit du ruisseau (Gagné, 2008).

Afin de relier plus précisément les activités humaines sur le bassin versant avec l'exportation de nutriments vers le lac Bromont, des échantillons d'eau devront être

pris à différentes hauteurs sur les tributaires, en amont et en aval des territoires ciblés.

2.7. Conclusion

Cette étude nous indique que le lac Bromont, sur l'échelle d'un an, accumule du phosphore total et d'importantes quantités de matières en suspension. En d'autres termes, les sédiments du lac Bromont sont en processus de devenir un puits de phosphore pour le lac. Les dialyseurs posés en période anoxique nous ont effectivement révélé l'existence d'une remobilisation. Même si ce dernier est de relativement faible envergure, les sédiments sont la principale source de phosphore dans l'hypolimnion pour cette période, ce qui nous suggère leur implication dans le développement de blooms de cyanobactéries au lac.

Cette étude nous révèle également que le ruisseau Wright (R4) est le plus chargé des affluents en phosphore, en azote et en matières en suspension. Cela infirme notre hypothèse de départ qui voulait que ce soient les ruisseaux Coulée du Rocher et des Cervidés (R2+3); mais, l'évolution des charges de phosphore dans le temps nous souligne qu'à certaines dates, particulièrement au printemps, ces derniers (R2+3) amènent tout de même de grandes quantités de phosphore, principalement en raison de l'augmentation de volume d'eau circulant sur le bassin versant. Ceci est fort probablement une conséquence de l'ajout de neige artificielle durant l'hiver pour entretenir les pistes de ski.

La forte corrélation entre l'apport de MES et l'apport de PT nous fournit quelques indices sur les activités humaines à l'origine de ce phosphore. Il n'est cependant pas possible d'identifier clairement l'utilisation du territoire source de phosphore sur le bassin versant du R4. La vidange des lacs artificiels, certaines pratiques agricoles, la

construction et l'entretien des routes sont des exemples d'activités humaines à considérer.

Comme les sédiments d'un lac sont le reflet de ses accumulations passées en phosphore et matières en suspension, tout nouvel apport excessif aura ses répercussions sur la qualité de l'eau dans le futur. Des apports de phosphore à l'année favoriseront pendant la période chaude de l'été le développement de cyanobactéries à la surface. Des mesures concrètes déjà bien documentées peuvent être prises pour réduire l'impact des différents secteurs d'activités sur l'environnement d'un lac. Il est notamment recommandé d'implanter des bandes riveraines autour des fossés, cours d'eau et lacs, de reboiser une part des aires déforestées, de contrôler l'exportation de sédiments lors de travaux de construction et d'installer des fosses septiques performantes (GRIL, 2007).

2.8. Remerciements

Merci à Alexandrine Pannard pour sa collaboration lors de la collecte et le traitement de certaines données. Merci à David Fortin pour avoir permis l'emploi de ces données concernant la porosité du sédiment du lac Bromont. Merci à Serge Paquet pour avoir effectué les analyses de Fe, Mn et pour son assistance lors du traitement statistique des données. Merci à Estelle Campech pour avoir cartographier l'occupation du territoire. Merci à Myriam Jourdain, Jessica Hervé, Annick St-Pierre pour leur aide sur le terrain. Cette recherche a été possible grâce au support financier de la Fondation UQÀM, du Service aux collectivités de l'UQÀM, du GEOTOP et de la Ville de Bromont.

3. CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1. Synthèse des résultats

Cette étude a dressé un portrait du lac Bromont, selon la perspective de son bilan de phosphore. Elle dévoile un lac qui reçoit plus de phosphore qu'il n'en exporte. Les nutriments de ces eaux lui viennent principalement de son bassin versant; néanmoins, ces sédiments sont une source considérable de phosphore en période d'anoxie estivale. La portion de phosphore total dissous (PTD) provenant des sédiments est petite en soi mais elle constitue la principale source de phosphore dans l'hypolimnium du lac; puis, compte tenu de sa haute bio-disponibilité (Bostrom *et al.*, 1988), et de son emplacement à l'interface eau-sédiment, ce phosphore en particulier a le potentiel d'alimenter le développement des cyanobactéries dans le lac (Head *et al.*, 1999). À l'échelle de l'hypolimnion, les sédiments du lac Bromont constituent une source considérable de phosphore; ce qui valide une de nos hypothèses de départ.

Cette étude a aussi décrit le bassin versant du lac Bromont. D'une part, les concentrations de phosphore total (PT) et de matière en suspension dans les affluents sont suffisantes pour expliquer un certain degré d'eutrophisation du lac. D'autre part, les charges entrant au lac par chacun des affluents nous indiquent des portions du territoire exportant plus ou moins de nutriments. Contrairement à nos attentes initiales, le bassin versant du ruisseau Wright (R4) est le plus chargé des ruisseaux par km². Il amène proportionnellement plus du double de phosphore total que les deux autres bassins versants. Cette étude n'a pas permis d'identifier la source précise des apports observés au ruisseau Wright.

Le deuxième chapitre de cette étude discute aussi les différentes causes potentielles aux variations de charges de PT dans le temps. Y est d'abord abordé la relation entre

les concentrations et charges de PT avec les conditions météorologiques. La pluie et la fonte des neiges n'expliquent qu'une partie de la variation des charges de PT dans le temps et les ruisseaux ne réagissent pas tous de la même façon à ces épisodes météorologiques. Puis, bien que limitée, ce chapitre contient une réflexion sur le lien plausible entre les apports de PT et les utilisations du territoire: étangs artificiels, déforestation, agriculture, construction, routes, etc. Il en ressort l'hypothèse que l'agriculture n'explique pas totalement la dynamique de PT dans le temps au ruisseau Wright. Malgré que cette activité contribue sûrement à une part de la charge en PT dans ce ruisseau - peut-être même une part importante - , l'épisode du 2 mai 2007 suggère l'existence d'une autre source majeure non identifiée.

Un fait intéressant à noter est que le bassin versant des ruisseaux Coulée du rocher et des Cervidés (R2+3) amène tout de même d'importantes quantités de nutriments à la fonte des neiges. Ce territoire est caractérisé entre autre par la construction et le maintien des pistes de ski, où l'on y étend de la neige artificielle en hiver. Cet ajout d'eau, combiné à de fortes pentes, contribue fort probablement à accentuer l'érosion du sol et l'exportation de phosphore vers le lac Bromont en période de dégel.

3.2. L'utilisation du territoire: source de PT

Malgré que les résultats de la présente étude ne permettent pas d'identifier avec précision les utilisations du territoire problématiques spécifiques à Bromont, les données de la littérature peuvent nous éclairer à ce sujet. En effet, il existe nombreuses analyses portant sur les impacts de différentes pratiques sur l'érosion et le lessivage de nutriments. Il est connu que la foresterie intensive, certaines pratiques agricoles et certains aménagements urbains constituent une source de phosphore importante. À partir de l'information existante, il est possible de renverser la tendance actuelle de dégradation des écosystèmes aquatiques.

3.3. Limites de l'étude

Peu d'études se consacre à l'échantillonnage annuel des entrées et sorties de phosphore d'un lac pour établir son bilan de phosphore. La durée de l'échantillonnage constitue la force de cette étude et permet d'éviter certaines présuppositions à la bases de la modélisation des bilans de phosphore.

La principale limite de l'étude réside dans son incapacité à préciser la source exacte des apports de phosphore au lac Bromont. D'une part, le design de recherche ne le permet pas car il n'évalue les teneurs en phosphore qu'à la décharge des ruisseaux dans le lac. Cette simplification a été retenue afin d'effectuer une étude préliminaire. Toutefois, d'autres projets de recherche succèdent à cette première étude. En mars 2008, une autre équipe de recherche a commencé la deuxième phase de ce bilan, qui se différencie par un échantillonnage à différentes hauteurs sur le tributaire drainant les pistes de ski. Cela aidera à départager la dynamique d'exportation de phosphore des pistes de ski et de sa rétention dans les lacs artificiels.

Autrement, les séries de données comportaient régulièrement d'importants coefficients de variation (+15%) dans les analyses des éléments nutritifs. Les échantillons ont été pris en duplicata mais il aurait été préférable de les prendre en triplicata, permettant ainsi une meilleure représentation dans un milieu hétérogène.

3.4. La nécessité d'une action rapide à Bromont

Comme cela peut prendre plusieurs années à saturer les sédiments d'un lac en phosphore, cela prend conséquemment beaucoup plus d'années pour le ramener à son état initial. Une fois que les sédiments du lac constituent une importante réserve de phosphore, les mesures de réduction d'exportation de phosphore entreprises sur le bassin versant peuvent prendre entre 10 et 15 ans en moyenne¹² à induire un

¹² Cette moyenne s'applique davantage aux grands lacs, les plus petits lacs prenant généralement plus de temps à se rétablir.

changement dans l'état des lacs (Jeppesen *et al.* 2005). De plus, lorsque l'équilibre d'un lac oligotrophe est rompu, il faut réduire davantage les apports de phosphore pour que le lac eutrophié retrouve une eau claire comparativement à ce qu'il aurait fallu comme réduction pour maintenir l'eau claire initiale (Beisner *et al.* 2003). Ces constats mettent en valeur, une fois de plus, le principe de précaution en matière de pollution environnementale. Afin d'améliorer la qualité de l'eau du lac Bromont, il vaut donc mieux agir rapidement avant que le lac ne s'eutrophise davantage. Malgré tout, le temps de séjour de l'eau du lac Bromont est court (18 jours), ce qui peut contribuer à accélérer le temps de réaction du lac aux stratégies de réduction de l'exportation de phosphore sur le bassin versant (Jeppeson *et al.* 2005).

3.5. Agir pour la Yamaska et le lac St-Pierre

Le problème environnemental existant à Bromont ne se réduit cependant pas à l'échelle de son lac. Alors que la grande majorité du phosphore total entrant au lac Bromont ressort presque immédiatement par son exutoire, les lacs et rivières en aval subissent ces apports, auxquels s'ajouteront les exportations de phosphore d'autres territoires. Le bassin versant du lac Bromont fait partie du territoire drainé par la Yamaska, rivière qualifiée de plus polluée au Québec. Elle même se jette dans le St-Laurent, à la hauteur du lac St-Pierre, qui connaît chaque année des proliférations de cyanobactéries (Hudon et Carignan, 2008). Or, le lac St-Pierre est un écosystème unique, classé réserve de la biosphère par l'UNESCO (Biosphère du lac St-Pierre, 2007). La problématique observée à l'échelle du lac Bromont se cumule donc à celle de l'ensemble du sud du Québec pour devenir des problèmes de taille en aval, qui mettent en péril des écosystèmes aussi complexes que celui du lac St-Pierre.

4. BIBLIOGRAPHIE

- Baker, P. D. et D. Bellifemine. 2000. « Environmental influences on akinete germination of *Anabaena circinalis* and implications for management of cyanobacterial blooms. *Hydrobiologia*, vol. 427, p. 65-73.
- Barbiero, R.P. et E.B. Welch. 1992. « Contributions of benthic blue green algal recruitment to lake populations and phosphorus translocation ». *Freshwater Biology*, vol. 27, p. 249-260.
- BAPE - Bureau des audiences publiques sur l'environnement. 2003a. *L'inscription de la production porcine dans le développement durable - Rapport 179*. Québec: Publications du Gouvernement du Québec, 275 p.
- BAPE - Bureau des audiences publiques sur l'environnement. 2003b. *L'eau, ressource à protéger, à partager et à mettre en valeur*. Québec: Publications du Gouvernement du Québec, 480 p.
- Beisner, B. E., C.L. Dent et S. R. Carpenter. 2003. « Variability of lakes on the landscape: Roles of phosphorus, food webs, and dissolved organic carbon ». *Ecology*, vol. 84, p. 1563-1575.
- Beisner, B. et D. Planas. 2007. *Caractérisation des eaux du bassin versant du lac Bromont (Ski Bromont) - Rapport final*. GRIL, UQÀM, 12 p.
- Bernhard, E., B. Hitzfeld et D. Dietrich. 2001. « Presence of *Planktothrix* sp. and cyanobacterial toxins in Lake Ammersee, Germany and their impact on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) ». *Environmental Toxicology*, vol. 16, p. 483-488.
- Biosphère du lac St-Pierre. 2007. *À propos de la biosphère du lac St-Pierre*. Consulté en juillet 2008 à: <http://www.biospherelac-st-pierre.qc.ca/content/index.html>

- Blais, S. 2002a. *L'apparition de cyanobactéries dans des rivières du sud du Québec inquiète la population*. Direction générale des évaluations environnementales et de la coordination. Direction du suivi de l'environnement. Commission du BAPE sur l'industrie porcine. Québec: Publications du Gouvernement du Québec, 4 p.
- Blais, S. 2002b. « La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001 ». *Agrosol*, vol. 13, p. 103-110.
- Blomqvist, P., A. Pettersson et P. Hyenstrand. 1994. « Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems ». *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 132, no. 2, p. 141-164.
- Bostrom, B., G. Persson et B. Broberg. 1988. Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia*. vol. 170, p. 133-155.
- Buchanan, T.J. et W.P Somers. 1969. *U.S. Geological Survey, Techniques of Water-Resources Investigations*, vol. 3.
- Carignan, R. 1984. « Interstitial water sampling by dialysis: Methodological notes ». *Limnology and Oceanography*, vol. 29, p. 667-670.
- Carignan, R., P. D'arcy, et S. Lamontagne. 2000. « Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57, p 1905-1908.
- Coalition Eau Secours. 2008. *Algues bleues (Cyanobactéries) - Liste des municipalités et des milieux aquatiques affectés - 2008 et avant*. Consulté en juin 2008 à:
http://www.eausecours.org/algues_bleues_statistiques/laouverture.htm
- COGEBY. 2008. *Conseil de gestion du bassin versant de la Yamaska*. Consulté en juin 2008 à : <http://www.cogebv.qc.ca>

- CRE Laurentides. 2008. *Programme Bleu Laurentides - Des lacs en santé pour des collectivités saines et dynamiques*. Consulté en juin 2008 à:
<http://www.crelaurentides.org/>
- De Montigny, C. 1996. *Études des mécanismes du relargage du phosphore en condition anaérobique*. Thèse de doctorat en Sciences de l'Environnement, Montréal, Université du Québec à Montréal, 119 p.
- Dillon, P. J., K. H. Nicholls, W. A. Scneider, N. D. Yan et D. S. Jeffries. 1986. *Lakeshore capacity study – Trophic status*. Toronto: Queen's printer for Ontario, 89 p.
- Dodds, W. K. 2006. « Eutrophication and trophic state in rivers and streams ». *Limnology and Oceanography*, vol. 51, no.1, p. 671-680
- Downing, J. A. et E. McCauley. 1992. « The Nitrogen: Phosphorus Relationship in Lakes ». *Limnology and Oceanography*, vol. 37, no. 5, p. 936-945
- Downing, J. A., S. B. Watson, et E. McCauley. 2001. « Predicting cyanobacteria dominance in lakes ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. vol. 58, p. 1905-1908.
- Environnement Canada. 2008. *Les Archives nationales d'information et de données climatiques*. Consulté en mai 2008 à:
http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/Welcome_f.html
- Ferber, L. R., S. N. Levine, A. Lini et G. P. Livinston. 2004. « Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? » *Freshwater Biology*, vo 49, p. 690-708.
- Fortin, D. 2002. *Développement post glaciaire du marais riverain du lac Bromont*. Mémoire de maîtrise en géographie, Montréal: Université de Montréal, 62 p.

- Forum sur les lacs. 2006. *Actes du 1er Forum sur les lacs*. Consulté en juin 2008 à : <http://forumsurleslacs.org/>
- Francoeur, L. G. 2006. « 71 lacs contaminés au Québec ». *Le Devoir* (Montréal), 17 octobre 2006.
- Gagné, J. 2008. « Le contrôle de l'érosion des sédiments : pour le bien de nos plans d'eau ». *Forum sur les lacs* (11 juin 2008 Québec, Canada).
- Gangbazo, G., et A. Le Page. 2005. *Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et des matières en suspension dans les bassins versants prioritaires*. Québec: Publication du Gouvernement du Québec, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, 50 p.
- Giovannardi, S., L. Pollegioni, F. Pomati, C. Rossetti, S. Sacchi, L. Sessa, et D. Calamari. 1998. « Toxic cyanobacterial blooms in lake Varese (Italy): a multidisciplinary approach ». *Environmental toxicology*, vol. 14, p. 127-134.
- Gore, J.A. 1996. « Temperature, light and oxygen ». In: *Methods in stream ecology*, Hauer, F.R et G. A. Lamberti (Eds), p. 93-106. San Diego, USA: Academic press.
- Gouvernement du Québec. 2002a. *La gestion intégrée de l'eau par bassin versant*. Québec: Publication du Gouvernement du Québec, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Consulté en juin 2008 à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/index.htm#gestion>
- Gouvernement du Québec. 2002b. *Critère de qualité de l'eau de surface au Québec*. Publication du Gouvernement du Québec, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Consulté en juin 2008 à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp

- Gouvernement du Québec. 2002c. *Guide agro-environnemental de fertilisation*. Québec: Publication du Gouvernement du Québec, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Consulté en juin 2008 à: <http://www.menv.gouv.qc.ca/publications/1999/EN990175.htm>
- Gouvernement du Québec. 2005. *Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total*. Québec: Publication du Gouvernement du Québec, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Consulté en juin 2008 à:
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/capacite-support.htm>
- Gouvernement du Québec. 2008a. *Santé et environnement – cyanobactéries*. Québec: Publication du Gouvernement du Québec, Agence de la santé et des services sociaux de la Mauricie et du centre du Québec. Consulté en juin 2008 à:
<http://www.agencesss04.qc.ca/documents/fiches/cyanobact%20E9ries.html>
- Gouvernement du Québec. 2008b. *Abreuvement des animaux et cyanobactéries: dangereux cocktail!* Québec: Publication du Gouvernement du Québec, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Consulté en juin 2008 à : <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Regions/estrie/journal/avril+2008/abreuvement/abreuvement.htm>
- Gouvernement du Québec. 2008c. *Recommandations générales en présence d'une fleur d'eau d'algues bleu-vert*. Québec: Publication du Gouvernement du Québec, Ministère de la Santé et des Services Sociaux. Consulté en juin 2008 à: <http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2008/08-290-02W.pdf>
- Graneli, W. 2000. « Internal phosphorus loading in Lake Ringsjoen ». *Hydrobiologia*, vol. 404, p. 19-26.
- GRIL, 2007. *Les cyanobactéries dans les lacs québécois : Un portrait de la situation selon les chercheurs du GRIL*. Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique, 10 p. Disponible sur internet au <http://www.gril-limnologie.ca>

- Harbor, J. 1999. « Engineering geomorphology at the cutting edge of land disturbance: erosion and sediment control on construction sites ». *Geomorphology*, vol. 31, 247-263.
- Head, RM, R.I. Jones et A.E. Bailey-Watts. 1999. « Vertical movement by planktonic cyanobacteria and the translocation of phosphorus: implications for the lake restoration ». *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, vol. 9, p. 111-120.
- Hesslein, R. 1976. « An in situ sampler for close interval pore water studies ». *Limnology and Oceanography*, vol. 22, p. 913-915.
- Hitzfeld B.C., S.J. Höger et D.R. Dietrich. 2000. « Cyanobacterial Toxins: Removal during Drinking Water Treatment, and Human Risk Assessment ». *Environmental Health Perspective*, vol. 108, suppl. 1, p. 113-122.
- Hudon, C. et R. Carignan. 2008. « Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada) ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 65, p. 1165–1180.
- Jeppesen, E., M. Sondergaard, J.P. Jensen, K.E. Havens, O. Anneville, L. Carvalho, M.F. Coveney, R. Deneke, M.T. Dokulil, B. Foy *et al.* 2005. « Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies ». *Freshwater Biology*, vol. 50, p. 1747-1771.
- Jeppesen, E., M. Meerhoff, B. A. Jacobsen, R. S. Hansen, M. Søndergaard, J. P. Jensen, T. L. Lauridsen, N. Mazzeo et C. W. C. Branco. 2007. « Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate ». *Hydrobiologia*, vol. 581, p. 269–285.
- Jochimsen, E.M., W.W. Carmichael, J.S. An, D.M. Cardo, S.T. Cookson, C.E. Holmes, M.B. Antunes, D.A. de Melo Filho, T.M. Lyra, V.S. Barreto *et al.* 1998. « Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil ». *New England Journal of Medicine*, vol. 338, p. 873-878.

- Kalff, J. 2002. *Limnology*. New Jersey, États-Unis: Presses Prentice Hall, 592 p.
- Kotak, B. G., A. K.-Y. Lam, E. E. Prepas, et S. E. Hurdley. 2000. « Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57, p. 1584-1593.
- Leavitt, P. R., C. S. Brock, C. Ebel, et A. Patoine. 2006. « Landscape-scale effects of urban nitrogen on a chain of freshwater lakes in central North America ». *Limnology and Oceanography* vol. 51, p. 2262-2277.
- Lewandowski, J., Ruter, K. et M. Hupper. 2002. « Two-dimensional small-scale variability of pore water phosphate in freshwater lakes: results from a novel dialysis sampler ». *Environmental Science and Technology*, vol. 36, p. 2039-2047.
- Li, Y. H. et S. Gregory. 1974. « Self diffusion of ions in seawater and deep sea sediments », *Geochimica Cosmochimica. Acta* 38, 708-714.
- Meloche, M. 2006. « Le bord des lacs : une denrée rare ». *Actes du 1^{er} Forum sur les lacs* (Ste-Adèle, 8-9 juin 2006). Consulté en juin 2008 à : www.forumsurleslacs.org
- Moss, B. 1980. *Ecology of Fresh Waters*. New-York: Halsted press, 332 p.
- Norges, P. 2005. « Water and nutrient mass balance of the partly meromictic temperate Lake Verevi ». *Hydrobiologia*, vol. 547, p. 21-31.
- NRC - National Research Council. 1992. *Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy*. National Academy. Press, Washington, D.C.
- OCDE. 2005. *Agriculture, échange et environnement – Le secteur des grandes cultures*. Éditions OCDE, p 362, disponible sur le site www.books.google.com

- Paul, V. 2008. « Global warming and cyanobacterial harmful algal blooms, chapitre 11 ». In: *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. H.K. Hudnell (Ed). Série: Advances in experimental medicine and biology, vol. 619, 950 p.
- Pittman, SJ et KM Pittman. 2005. « Short-term consequences of a benthic cyanobacterial bloom (*Lyngbya majuscula* Gomont) for fish and penaeid prawns in Moreton Bay (Queensland, Australia) ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 63, p. 619-632.
- Ploug, H. 2008. « Cyanobacterial surface blooms formed by *Aphanizomenon* sp. and *Nodularia spumigena* in the Baltic Sea: Small-scale fluxes, pH, and oxygen microenvironments ». *Limnology and Oceanography*, vol. 53, no. 3, p. 914-921.
- Prairie, Y. T., C. de Montigny, et P. A. Del Giorgio. 2001. « Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited ». *Verhandlungen der Internationale Vereinigung Limnologie*, vol. 27, p. 1-8.
- Prepas, E.E., B. Pinel-Alloul, D. Planas, G. Méthot, S. Paquet et S. Reedyk. 2001. « Forest harvest impacts on water quality and aquatic biota on the boreal plain : introduction to the TROLS lake program ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 58, no. 2, p. 421.
- Quinlan, R. Leavitt, P.R., Dixit, A.S., Hall, R.I. et J.P. Smol. 2002. « Landscape effects of climate, agriculture and urbanization on benthic invertebrate communities of Canadian prairie lakes ». *Limnology and Oceanography*, vol. 47, no. 2, p.378-391.
- RAPPEL-Regroupement des Associations pour la protection de l'environnement des lacs et cours d'eau de l'Estrie et du haut bassin de la Saint-François. 2008. *Suivi de la qualité des lacs et des cours d'eau*. Consulté en juin 2008 à : <http://www.rappel.qc.ca/programmes/suivi-de-la-qualite-des-lacs-et-des-cours-deau/11-programmes/12-suivi-de-la-qualite-des-lacs-et-des-cours-deau.html>

- Richardson, C.J., Qian, S., Craft, C.B. et R.G. Qualls. 1997. « Predictive models for phosphorus retention in wetlands ». *Wetland Ecology and Management*, vol. 4., p. 159-175.
- Rodier, M. et R. Le Borgne. 2008. « Population dynamics and environmental conditions affecting *Trichodesmium sp.* (filamentous cyanobacteria) blooms in the south-west lagoon of New Caledonia ». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 358, no. 1, p. 20-32
- Rolland, A., D. Bird et A. Giani. 2005. « Seasonal changes in composition of the cyanobacterial community and the occurrence of hepatotoxic blooms in the eastern townships, Québec, Canada ». *Journal of Plankton Research*. vol. 7, no. 7, p. 683-694.
- Rosenmeier, M. F., M. Brenner, W. F. Kenney, T. J. Whitmore, et C. M. Taylor. 2004. « Recent Eutrophication in the Southern Basin of Lake Peten Itza, Guatemala: Human Impact on a Large Tropical Lake ». *Hydrobiologia*, vol. 511, p.161-172.
- Saker, M., A. Thomas et J. Norton. 1998. « Cattle mortality attributed to the toxic cyanobacterium *cylindrospermopsis raciborskii* in an Outback Region of North Queensland ». *Environmental toxicology*, vol. 14, p. 179-182.
- Santé Canada. 2008. *Liste des substances d'intérêt prioritaire -Rapport d'évaluation pour l'ammoniac dans le milieu aquatique*. Ottawa: Gouvernement du Canada. Consulté en janvier 2009 à: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl2-lsp2/ammonia/ammonia_2-fra.php
- Simard, L. et L. Lepage. 2004. « Gestion publique de l'environnement au Québec ». In *L'État québécois au XXI^e siècle*. Québec: Presses de l'Université du Québec, chapitre 11, p. 352-379.

- Sivonen, K. et G. Jones. 1999. « Cyanobacterial toxins ». In: *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Chorus, I. et J. Bartram. New-York: World Health Organization, p. 41-111.
- Smith, R.A., R.B. Alexander et G.E. Schwarz. 2003. « Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States ». *Environmental Science and Technology*, vol. 37, no. 14, p.3039-3047.
- Smith, R. V., C. Jordan et J. A. Annett. 2005. « A phosphorus budget for Northern Ireland : inputs to inland and coastal waters ». *Journal of Hydrology*. vol. 304, p.193-202.
- Søndergaard, M., J. P. Jensen et E. Jeppensen. 1999. « Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes ». *Hydrobiologia*, vol. 408-409, p. 145-152.
- Søndergaard, M., J. P. Jensen, et E. Jeppensen. 2003. « Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes ». *Hydrobiologia*, vol. 506-509, p.135-145.
- Soranno, PA. , Hubler, S.R., Carpenter, P.A. et R.C. Lathrop. 1996. « Phosphorus loads to surface waters: a simple model to accoun for spatial pattern of land use ». *Ecological Applications*, vol. 6, no. 3, p.865-878.
- Soranno, PA. Carpenter, P.A. et R.C. Lathrop. 1997. « Internal phosphorus loading in lake Mendota:response to external loads and weather ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. vol. 54, p.1883-1893.
- Statistique Canada. 2004. Division de l'agriculture. *La gestion des engrais et des pesticides au Canada*. Consulté en janvier 2009: <http://www.statcan.gc.ca/pub/21-021-m/2004002/pdf/4241666-fra.pdf>

- Theys, J. 2003. « La Gouvernance, entre innovation et impuissance ». *Développement Durable et Territoires*. Dossier 2 : Gouvernance locale et Développement Durable. Consulté en juin 2008 à :
<http://developpementdurable.revues.org/document1523.html>
- Tremblay, H. 2008. « Les algues bleu-vert et leurs toxines dans les réseaux d'eau potable et les sources d'approvisionnement - État des lieux ». *Symposium sur une gestion concertée environnement et santé*. (11 mars 2008, Québec, Canada).
- Ueno, Y, S. Nagata, T. Tsutsumi, A. Hasegawa, M.F. Watanabe, H. Park, G. Chen, G. Chen et S. Yu. 1996. « Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay ». *Carcinogenesis*, vol. 17, no. 6, p. 1317-1321.
- UPA Centre-du-Québec. 2008. *La gestion des fumiers: solide ou liquide*. MAPAQ-direction régionale de la Chaudière Appalaches. Consulté en juin 2008 à :
<http://www.centre-du-quebec.upa.qc.ca/engrais>
- US. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1984a. *Phosphorus, all forms. Methods for chemical analysis of water and wastewaters. EPA 600/4-79-020*. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental monitoring and support laboratory, Cincinnati, United States, Method 365.1.
- US. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1984b. *Nitrogen, nitrate-nitrite (colorimetric automated, cadmium reduction). Methods for chemical analysis of water and wastes. EPA 600/R-79-020*. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental monitoring and support laboratory, Cincinnati, United States, Method 353.2.
- Van der Molen, D.T. et P.C.M. Boers. 1994. « Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of external loading ». *Hydrobiologia*, vol. 275, p379-389.

- Ville de Bromont. 1997. *Lac Bromont Problématique du niveau d'eau: analyse de la situation, impacts d'une baisse du niveau du lac, solutions applicables*. Bromont: Publication de la Ville de Bromont. 42p.
- Ville de Québec. 2008. *Eau potable*. Consulté en juin 2008 à: http://www.ville.quebec.qc.ca/fr/ma_ville/environnement/eau/eau_potable.shtml
- Vollenweider, R.A. 1975. « Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology ». *Scweizerische Zeitschrift fur Hydrologie*, vol. 37, no. 1. p.53-84.
- VGQ.- Vérificateur général du Québec. 1996. *Aide financière offerte aux producteurs agricoles*. Rapport du Vérificateur général à l'Assemblée nationale pour l'année 1995-1996, Québec, tome I, chapitre 2, 20 p.
- Walsby, S. B. 2005. « Stratification by cyanobacteria in lakes: a dynamic buoyancy model indicates size limitations met by *Planktothrix rubescens* filaments ». *New Phytologist*, vol. 168, p. 365-376.
- Watson, S. B., J. Ridal, et G. L. Boyer. 2008. « Taste and odour and cyanobacterial toxins: impairment, prediction, and management in the Great Lakes ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. vol. 65, p. 1779-1796.
- Wiegand, C. et S. Pflugmacher. 2005. « Ecological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites: a short review ». *Toxicology and Applied Pharmacology*, vol. 203, no. 3, p. 201-218.
- Zhang, Y. et E. E. Prepas. 1996. « Regulation of the dominance of planktonic diatoms and cyanobacteria in four eutrophic hardwater lakes by nutrients, water column stability, and temperature ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. vol. 53, no. 3, p. 621-633.

5. ANNEXE

Extraits de la méthodologie pour les analyses chimiques de NT, NTD et NO_x tiré de U.S. EPA (1984b):

Sommaire de la méthodologie:

1. Le nitrate est réduit quantitativement en nitrite par le cadmium. Le NO₂ nouvellement formé en plus des nitrates déjà présents dans l'échantillon est diazoté avec addition de sulfamide et subséquemment couplé avec le N – (1-naptyl) ethylenediamine dihydrochloride. Le azo dye (fushia) qui en résulte est très coloré et il est détecté par la colorimétrie à 540 nm. Une corbe de callibrage permet une meilleure analyse de la quantité de nitrite contenue dans l'échantillon.
2. Le nitrite seul peut-etre mesuré en le soumettant à la même analyse vue précédemment à la section 1 mais en omettant la réduction au cadmium. Sans cadmium, le nitrate n'est pas réduit en nitrite et par conséquent, ne sera pas détecté puisque seul le nitrite forme le azo dye
3. La qualité de l'analyse est assurée par la reproductibilité du calibrage et les divers tests effectués avec l'analyse segmentaire de l'écoulement (SFA= Segmented flow analyse)

Limite de détection:

0.001 mg/L pour le nitrate plus nitrite nitrogen et nitrite nitrogen